



EESTI MAAÜLIKOOL
Põllumajandus- ja keskkonnainstituut

Merje Lauri

**MEHAANILIS-BIOLOOGILISELT TÖÖDELDUD
OLMEJÄÄTMETE PEENFRAKTSIOONI OMADUSTE
UURING**

**INVESTIGATION OF FINE FRACTION PROPERTIES OF
MECHANICALLY-BIOLOGICALLY TREATED MUNICIPAL
WASTE**

Magistritöö
Maastikukaitse ja -hoolduse õppekava

Juhendaja: dotsent Kaja Orupõld, *PhD*

Kaasjuhendajad: professor Mait Kriipsalu, *PhD*
doktorant Kaur-Mikk Pehme, *MSc*

Tartu 2017

LÜHENDITE JA TÄHISTE LOETELU

Δp – rõhu muutus mõõteanumas, hPa

Δp_a – rõhu muutus mõõteanumas katse alguses, hPa

Δt – rõhu muutuseks kulunud aeg, h

BA – hapnikutarve, mgO₂/g KA

CH₄% – metaani sisaldus, %

EC – elektrijuhtivus, mS/cm

IC – anorgaanilise süsinik (*inorganic carbon*), mg/l

KA – kuivaine, %

Ks – veejuhtivus, m/s

m₀ – tühja mõõteanuma mass, g

m₁ – anuma ja proovi mass, g

m₂ – anuma ja ahjus kuivatatud proovi mass, g

m₃ – anuma ja põletatud proovi mass, g

MBT – mehaanilis-bioloogiline töötlemine

m_{Bt} – proovi kuivaine mass, kg

M (O₂) – hapniku molaarmass, 32000 mg/mol

OA – orgaaniline aine, %

P – rõhk proovipudelil, mbar

R₁ – universaalne-gaasikontant, 83,14 L hPa/K mol

R₂ – universaalne gaasikontant, 8,314 m³ Pa/(K mol)

RDF – jäätmekütus (*refuse-derived fuel*)

RI – hapnikutarbe kiirus, mgO₂/(g h)

T – katse temperatuur, K

TC – üldorgaaniline süsinik (*total carbon*), mg/l

TN – üldlämmastik (*total nitrogen*), mg/l

TOC – orgaaniline süsinik (*total organic carbon*), mg/l

V_{AM} – absorbendi ruumala, l

V_{Bf} – proovi ruumala, l

V_{fr} – gaasi ruumala mõõteanumas, l

V_{ges} – mõõteanuma üldruumala, l

Eesti Maaülikool		Magistritöö lühikokkuvõte	
Kreutzwaldi 1, Tartu 51014			
Autor: Merje Lauri		Õppekava: Maastikukaitse ja -hooldus	
Pealkiri: Mehaanilis-bioloogiliselt töödeldud olmejäätmete peenfraktsiooni omaduste uuring			
Lehekülgi: 49	Jooniseid: 10	Tabeleid: 9	Lisaid: 2
Osakond: Põllumajandus- ja keskkonnainstituut Uurimisvaldkond: T270 Juhendaja(d): Kaja Orupõld, <i>PhD</i> , Mait Kriipsalu, <i>PhD</i> , Kaur-Mikk Pehme, <i>MSc</i> Kaitsmiskoht ja aasta: Tartu 2017			
<p>Olmejäätmete prügilasse ladestamisega kaasneb mitmeid keskkonnavalaseid probleeme. Nende vähendamise kohustused tulenevad Euroopa Liidu direktiividest ning Eesti seadusandlusest. Prügi ladestamisega kaasnevate keskkonnamõjude vähendamiseks kasutatakse mehaanilis-bioloogilist töötlust (MBT), mis vähendab oluliselt jäätmete kogust ning muudab omadusi. MBT-st jääb üle siiski töötlemisjääk (peenfraktsioon), mida võiks potentsiaalselt kasutada prügila katmiseks või metaanilagunduskatte rajamiseks. Eestis on MBT olmejäätmete peenfraktsiooni väga vähe uuritud ning ka kirjanduses on väga vähe andmeid, mis aitaksid hinnata sellise materjali kasutamise sobivust erinevates valdkondades. Magistritöö eesmärgiks oli uurida MBT olmejäätmete peenfraktsiooni omadusi, et näha, kas materjal võiks olla sobilik kasutamiseks prügila katmisel. Analüüsi materjali füüsikalisi-keemilisi omadusi, bioloogilist aktiivsust ning veejuhtivust. Töös uuriti nii värsked kui ka seisnud MBT peenfraktsiooni proove. Värske MBT peenfraktsiooni proovide keskmine pH väärtus oli 6,74±0,10, elektrijuhtivus 3,40±0,17 mS/cm, kuivaine sisaldus 62,27±2,34 % ja orgaanilise aine sisaldus 38,87±1,31 %. Samuti olid värsked proovid bioloogiliselt väga aktiivsed, neid iseloomustas suur hapnikutarve ja metaani tekkimine anaeroobsetes tingimustes. Peenfraktsiooni seismisel aktiivsus vähenes. Tiheduse juures 900 kg KA/m³ ei täheldatud uuritud materjalil veejuhtivust. Erinevused tulemustes võivad tulla jäätmejaamades kasutatavatest tehnoloogiatest ning sisendjäätmete ebaühtlasest kvaliteedist. Olmejäätmete MBT peenfraktsiooni kasutamine, näiteks prügila kattekihtide rajamisel, sobiks seisnud proovide korral.</p>			
Märksõnad: Jäätmekäitlus, MBT peenfraktsioon, füüsikalisi-keemilised omadused, bioloogiline aktiivsus, veejuhtivus, prügila kattematerjal			

Estonian University of Life Sciences Kreutzwaldi 1, Tartu 51014		Abstract of Master's Thesis	
Author: Merje Lauri		Specialty: Landscape Protection and Preservation	
Title: Investigation of fine fraction properties of mechanically-biologically treated municipal waste			
Pages: 49	Figures: 10	Tables: 9	Appendixes: 2
Department: Institute of Agricultural and Environmental Sciences Field of research: T270 Supervisors: Kaja Orupõld, <i>PhD</i> , Mait Kriipsalu, <i>PhD</i> , Kaur-Mikk Pehme, <i>MSc</i> Place and date: Tartu 2017			
<p>Landfilling municipal wastes causes a number of environmental problems. Obligations to reduce landfilling becomes from EU directives and Estonian legalization. Mechanical-biological treatment (MBT) of municipal wastes is used to reduce environmental impacts of landfilling. MBT reduces the amount and changes properties of waste significantly. Though, there is still remains that are left over (fine fraction) and could be used as a landfill cover. In Estonia MBT fine fraction properties are poorly investigated. There is very little data that could be used to determine MBT fine fraction compatibility to use in different fields. The aim of the master's thesis was to investigate MBT municipal waste fine fraction properties to assess whether MBT fine fraction can be used in landfill cover layer.</p> <p>The average pH value of fresh screened MBT fine fraction was $6,74 \pm 0,10$, average conductivity was $3,40 \pm 0,17$ mS/cm, average dry matter content was $62,27 \pm 2,34$ % and average organic matter content was $38,87 \pm 1,31$ % KA.</p> <p>The physical and chemical properties, biological activity and hydraulic conductivity were analyzed. Fresh samples had high oxygen demand and methane formation potential. MBT fine fraction of municipal waste becomes more stable on prolonged decomposition. There was no hydraulic conductivity at density of 900 kg KA/m^3.</p> <p>Differences in results can be explained by different technologies used in waste treatment plants and uneven quality of raw wastes. Decomposed MBT fine fraction can be used as a landfill cover layer.</p>			
Keywords: Waste management, MBT fine fraction, physico-chemical properties, biological activity, hydraulic conductivity, landfill cover			

SISUKORD

LÜHENDITE JA TÄHISTE LOETELU	2
SISSEJUHATUS	7
1. KIRJANDUSE ÜLEVAADE.....	8
1.1. Jäätmekäitluse põhimõtted.....	8
1.2. Mehaanilis-bioloogiline töötlemine.....	10
1.3. Mehaanilis-bioloogilise töötamise jaamad Eestis	13
1.3.1. AS Ragn-Sells	13
1.3.2. AS Tallinna Jäätmete Taaskasutuskeskus	15
1.3.3. AS Uikala Prügila.....	15
1.4. MBT peenfraktsiooni omadused ja kasutamise võimalused	16
2. MATERJAL JA METOODIKA.....	19
2.1. Proovide võtmine ja ettevalmistamine	19
2.2. Materjali füüsikalis-keemiliste parameetrite määramine	20
2.2.1. Elektri juhtivuse ja pH määramine	20
2.2.2. Kuivaine ja orgaanilise aine sisalduse määramine	21
2.3. Proovide vee-ekstraktide analüüs	22
2.4. Materjali bioloogilise aktiivsuse määramine	22
2.4.1. Hapnikutarbe määramine OxiTop süsteemiga	22
2.4.2. Inkubatsioonikatse	25
2.5. Veejuhtivuse määramine	25
3. TULEMUSED JA ARUTELU	27
3.1. MBT peenfraktsiooni fraktsioneerimine suuruse järgi	27
3.2. MBT peenfraktsiooni füüsikalis-keemilised omadused	28
3.3. MBT peenfraktsiooni vee-ekstraktide analüüs	31
3.4. MBT peenfraktsiooni bioloogiline aktiivsus	31
3.5. MBT peenfraktsiooni veejuhtivuse omadused	35
KOKKUVÕTE	37
KASUTATUD KIRJANDUS	39
SUMMARY	42
LISAD	44
Lisa 1. MBT peenfraktsiooni uuritud parameetrite tulemused.....	45
Lisa 2. Uuritud parameetrite vahelised korrelatsioonid	47

SISSEJUHATUS

Olmejäätmete prügilasse ladestamine toob kaasa erinevaid keskkonnamõjusid. Jäätmete prügilasse ladestamise piiramine on oluline ladestamisega kaasnevate keskkonnamõjude vähendamiseks. Vastavalt Euroopa Liidu prügiladirektiivile (1999/31/EÜ) tuleb jäätmete prügilasse ladestamist järk-järgult vähendada ning jäätmeid tuleb nende koguse vähendamiseks enne ladestamist töödelda. Üheks efektiivseks sortimata jäätmete töötlemise viisiks ladestatava prügi hulga vähendamiseks on mehaanilis-bioloogiline töötlemine. Mehaanilis-bioloogiline töötlemine on erinevate jäätmekäitlustehnoloogiate kogum ning on kujunenud oluliseks jäätmete töötlemise viisiks, kui soovitakse valmistada jäätmekütust.

Käesoleva magistritöö eesmärgiks on uurida mehaanilis-bioloogilise töötamise (MBT) läbinud olmejäätmete peenfraktsiooni omadusi, hinnata, kas MBT peenfraktsiooni saaks kasutada ladestamise asemel.

Magistritöös uuriti MBT peenfraktsiooni füüsikalis-keemilisi omadusi (kuivaine ja orgaanilise aine sisaldus, pH, elektrijuhtivus, vees lahustuva süsiniku- ja lämmastiku sisaldus). Materjali bioloogilist aktiivsust iseloomustati hapnikutarbe ning metaani- ja vesinikutekke analüüsimisega. Lisaks uuriti hüdrofüüsikalistest omadustest materjali veejuhtivust.

Töö autor soovib tänada juhendajat Kaja Orupõldu ning kaasjuhendajaid Mait Kriipsalut ning Kaur-Mikk Pehmet professionaalse suunamise, igakülgse abi ning meeldiva koostöö eest töö valmimisel.

1. KIRJANDUSE ÜLEVAADE

1.1. Jäätmekäitluse põhimõtted

Olmejäätmed on kodumajapidamises, kaubanduses, teeninduses või mujal tekkinud jäätmed, mis on sarnased omaduste ja koostise poolest (Jäätmeseadus 2004). Olmejäätmed koosnevad toidujäätmetest, pakenditest, aia- ja haljastusjäätmetest, paberist jpm igapäevastest esemetest (Farrell & Jones 2009). Need jäätmed sisaldavad olenevalt riigist 40-70 % bioloogiliselt lagunevaid aineid (Pantini *et al.* 2014), mille otsene ladestamine prügilasse toob endaga kaasa negatiivseid keskkonnamõjusid. Näiteks suurendab see prügila nõrgvee reostuskoormust ning lenduvate kasvuhoonegaaside (peamiselt metaani) emissioone (Bhandari & Powrie 2012; Pantini *et al.* 2014; Scaglia *et al.* 2010).

Jäätmete käitlemisel on oluline viia jäätmekäitluse keskkonnamõju nii väikeseks kui võimalik. Selleks lähtutakse jäätmekäitluse hierarhiast (joonis 1), mis tuleneb EL jäätmete raamdirektiivist (2008/98/EÜ) ja on sätestatud Eesti Jäätmeseaduses §22 (2004). Hierarhia järgi tuleb eelistada kõrgemal hierarhiatasemel olevaid lahendusi.



Joonis 1. Jäätmekäitluse hiearhia. Eelistatud meetodid on ülalpool (Keskkonnaministeerium 2017)

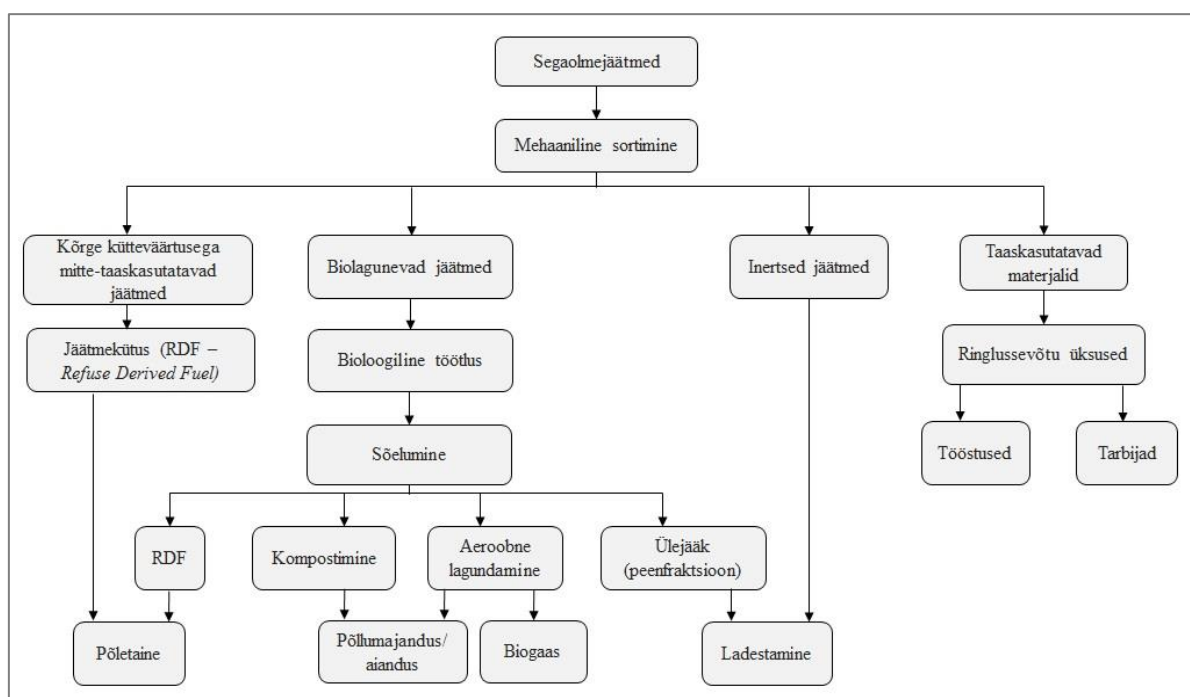
Eelistada tuleb jäätmetekke vältimisega seotud tegevusi ning kui see ei ole võimalik, siis taaskasutamist ja ringlusse võtmist. Jäätmete prügilasse ladestamine peaks hierarhiat järgides olema viimane võimalikest meetoditest.

Olmejäätmete prügilasse ladestamise vähendamist nõuab ka Euroopa Liidu prügiladirektiiv (1999/31/EÜ), mis suunab EL liikmesriike kasutusele võtma meetmeid biolagunevate jäätmete ladestamise vähendamiseks (Siddiqui *et al.* 2013; De Gioannis *et al.* 2009).

Jäätmete koguse ning kahjulike omaduste vähendamiseks ja materjalide taaskasutusse suunamiseks või ka ladestamisest tulenevate keskkonnamõjude vähendamiseks rakendatakse mitmesuguseid töötlemisviise. Peamiselt on nendeks mehaanilised, termilised või bioloogilised tötlusviisid (Farrell & Jones 2009). Eestis on peamised olmejäätmete töötlemise tehnoloogiad jäätmete põletamine ning mehaanilis-bioloogiline töötlemine, mida võidakse kombineerida jäätmekütuse tootmisega (Riigi jäätmekava... 2014).

1.2. Mehaanilis-bioloogiline töötlemine

Mehaanilis-bioloogiline töötlemine (edaspidi ka MBT) on kombinatsioon mehaanilistest ning bioloogilistest tehnoloogiatega (joonis 2), mille eesmärk on vähendada bioloogiliselt lagunevate jäätmete ladestamisest tulenevaid keskkonnamõjusid (hais, patogeenide kasv, biogaasi lendumine, nõrgvesi jm) (Barrena *et al.* 2009; Bayard *et al.* 2009) ning eraldada jäätmetest taaskasutatavad materjalid (Riigi jäätmekava... 2014: 10; Gioannis *et al.* 2009).



Joonis 2. Mehaanilis-bioloogilise töötuse positsioon olmejäätmete käitlemise ahelas Visvanathan (2006) järgi

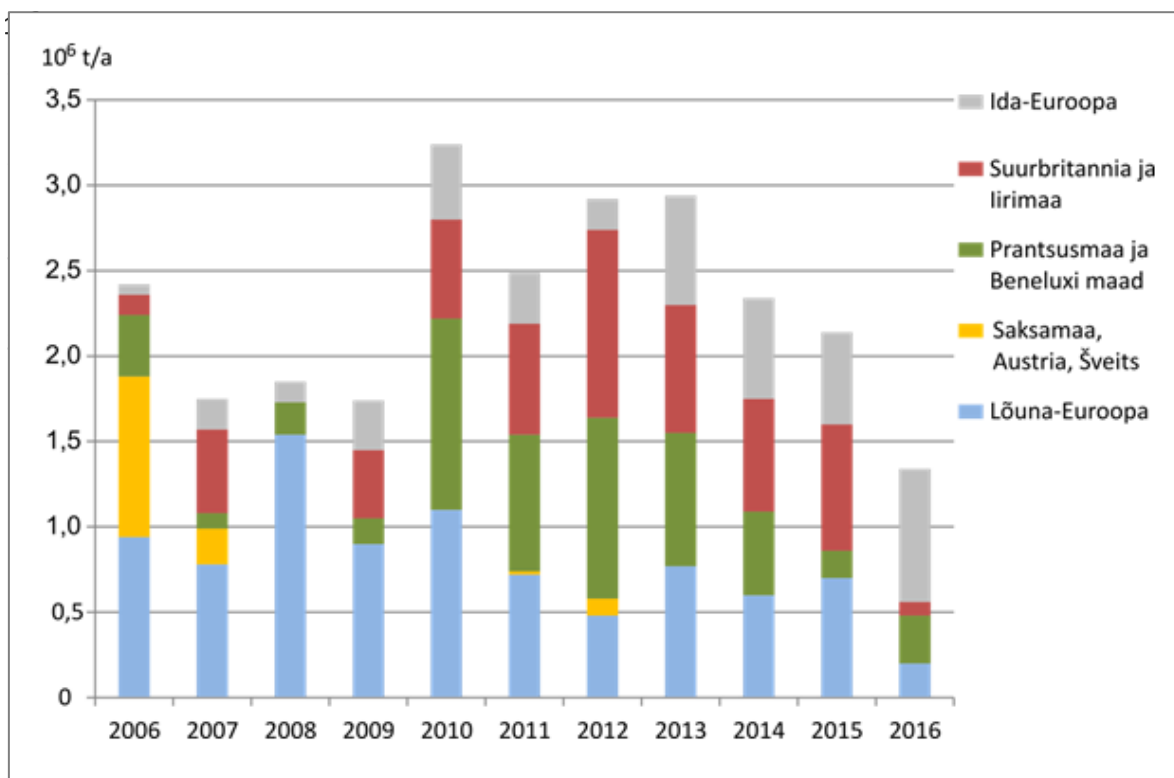
MBT tehnoloogiatega saab toota jäätmekütust, biogaasi ning saata ringlusesse taaskasutatavaid materjale (paber, plast, metall) (Di Lonardo *et al.* 2012). Mehaanilis-bioloogiline töötus aitab säästa ka maaressursse, kuna vähendab jäätmete mahtu ning sellega kaasnevalt ka prügilade ladestusala suurust kuni 40 % võrra (Visvanathan 2006).

Materjalide taaskasutusse saatmine toimub jäätmete mehaanilise töötuse käigus. Mehaaniline töötuse osa koosneb purustamisest, sõelumisest, sorteerimisest jm protsessidest. Sõelumiseks kasutatakse tavaliselt trummelsõelu, mille sõela suurus varieerub enamjaolt vahemikus 50-100 mm (Dziedzic *et al.* 2015).

Taaskasutuse seisukohalt on oluline ka klaasi eraldamine jäätmetest mehaanilise töötuse käigus, kuna klaasi on lihtne ümber töödelda ilma, et selle kvaliteet muutuks. Enamasti eraldatakse klaas sõelumisega. Sortimata jäätmemassist klaasi eraldamise miinuseks on see, et selle hulka võib sattuda ka paberi, metalli, plastiku ning puidu osakesi. Moodsamates eraldajates on protsess efektiivsem, kuna kasutatakse õhuvoolu kergemate jäätmete eraldamiseks ning automaatseid valgussensoreid klaasi ning muude materjalide sorteerimiseks (Dias *et al.* 2015).

Mehaanilise töötuse läbinud materjal võib tavaliselt sisaldada kuivainest 50-80 % orgaanikat ning 40-55 % niiskust. Bioloogilise töötuse osa koosneb aeroobsetest ja/või anaeroobsetest jäätmekäitlustehnoloogiatest (Di Lonardo *et al.* 2012; Pimolthai & Wagner 2013), mis vähendavad jäätmete bioloogilist aktiivsust. Levinuimaks bioloogilise töötuse viisiks on kompostimine (Di Lonardo *et al.* 2012).

Mehaanilis-bioloogilise töötusega tegelevate jäätmejaamade osakaal on viimase kahekümne aasta jooksul oluliselt kasvanud (Montejo *et al.* 2013; Di Lonardo *et al.* 2012). Mehaanilis-bioloogiline töötlemine sai alguse Saksamaal (Pimolthai & Wagner 2013; Kriipsalu *et al.* 2016) ja Austrias. Tootmismahdade poolest on MBT väga laialt kasutusel Austrias, Austraalias, Hispaanias, Itaalias ja Saksamaal. Kokku töödeldi 2011. aastal Euroopas mehaanilis-bioloogiliselt 35 miljonit tonni olmejäätmeid, neist enim (57 %) Lõuna-Euroopas, millele järgnevad saksakeelsed riikide, Prantsusmaa, Suurbritannia ning Ida-Euroopa. 2011. aastal töötas Euroopas 350 mehaanilis-bioloogilise töötlemisega tegelevat ettevõtet – 118 Itaalias, 59 Saksamaal, 47 Prantsusmaal ja 31 Hispaanias, mis kõik rajati 2000-ndatel. 2016. aastaks peaks MBT jäätmejaamasid lisanduma 140, enamasti Ida-Euroopasse (joonis 3). Maades, kus jäätmekäitlustaristu on hästi välja arenenud ei ole MBT hästi levinud (näiteks Rootsis, Šveitsis ja Taanis) (Kriipsalu *et al.* 2016).



Joonis 3. MBT senise ja oodatava töötlemise kulg Euroopas (Kriipsalu *et al.* 2016)

MBT jäätmejaamade tootlikkus võib olla väiksemate jaamade puhul alates 25 000 tonni aastas ja suuremate integreeritud jaamade puhul üle 200 000 tonni aastas (CIWEM 2016). Mehaanilis-bioloogiline töötlus ei ole igal pool ühesugune ning erineb jäätmejaamades nende poolt kasutatavate tehnoloogiate ja lähtejäätmete poolest (Di Lonardo *et al.* 2012).

Näiteks Prantsusmaa Lozère MBT jaamas aastase tootlikkusega 25 000 tonni toimub esmalt jäätmete eeltöötlus kasutades trummelsõelu, milles on lisaks lõiketerad, et avada prügikotte. Kasutatakse erinevate suurustega sõelu, mille sõela ava läbimõõt järjest väheneb. Kõigepealt eraldatakse suuremad jäätmete osad (> 450 mm) nagu paber, metall ning plast, mis seejärel suunatakse taaskasutusse. Keskmine fraktsioon, mille osakeste diameeter jääb vahemikku 70-450 mm, töödeldakse edasi aeroobselt trummel bioreaktoris, kus kergeltlagunev orgaaniline aine laguneb juba mõne päeva jooksul. Edasi sõelutakse materjali 50 mm-se ava suuruse sõelaga, et eemaldada väiksema läbimõõduga osakesed (nn MBT peenfraktsioon). Samal ajal eemaldatakse magnetseparaatori abil raudmetall ning 6 kuni 15 nädala jooksul viiakse läbi järelkomposteerimine (Bayard *et al.* 2009).

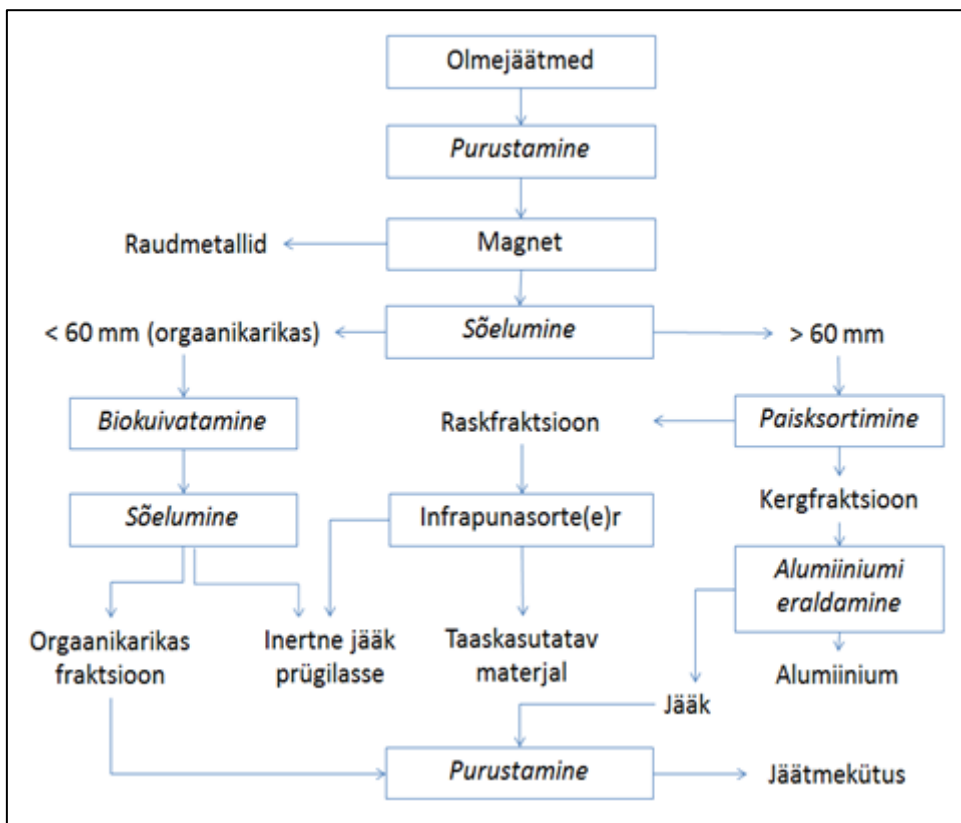
Eestis tegutseb kaks suuremat mehaanilis-bioloogilise töötluste jaama (AS Ragn Sells ja AS Tallinna Jäätmete Taaskasutuskeskus), mille jäätmete käitlemise koguvõimsus on kuni 240 000 tonni aastas. Lisaks on Eestis veel mitu väiksema võimsusega mehaanilis-bioloogilise töötlemise liini (näiteks AS Uikala prügilas) (Riigi jäätmekava... 2014).

1.3. Mehaanilis-bioloogilise töötluste jaamad Eestis

1.3.1. AS Ragn-Sells

AS Ragn-Sells on Rootsi ettevõtte, mis on Eestis tegutsenud alates 1992. aastast (Ragn... Ajalugu). Ragn Sells pakub jäätmekäitlusala teenuseid, mis on peamiselt suunatud taaskasutusele. AS Ragn Sells käitleb tava-, püsi-, ning ohtlikke jäätmeid ning suunab taaskasutusse sorteeritud materjale. Ettevõtte jäätmekäitluskeskus asub Tallinnas Suur-Sõjamäe tänaval (Ragn Sells 2016a).

Jäätmekäitluskeskuses käideldakse olmejäätmeid ja madalakvaliteedilisi jäätmeid (peamiselt tööstusjäätmeid), millest valmistatakse jäätmekütust (RDF). MBT tehasesse transporditakse jäätmeid üle Eesti ning töödeldakse ka imporditud jäätmeid (Ragn Sells 2016a). Esmalt läbivad jäätmed eelpurusti (joonis 2).



Joonis 4. AS Ragn Sells jäätmekütuse tootmise tehnoloogia üldine skeem (Kriipsalu *et al.* 2016)

Peale eelpurustamist eraldatakse jäätmetest magnetiga metall ning materjal sõelutakse. Sõelumisel eraldatakse jäätmetest orgaanika, mida töödeldakse bioloogiliselt kuivatustunnelis. Fraktsioonist > 60 mm eraldatakse ballistilise separaatoriga kerge ja raske fraktsioon. Kergest fraktsioonist eraldatakse pöörivoolseparaatoriga mitte-magnetiseeruv värviline metall ning raskfraktsioonist eraldatakse mustmetall elektromagnetiga. Jäätmete inertne fraktsioon, mis sisaldab kive, liiva, metalli, klaase jm (Keskkonnaministeerium 2005) eemaldatakse. Töötamise läbinud jäätmed purustatakse vajadusel järelpurustajas ning saadakse jäätmekütus.

AS Ragn Sells MBT liini aastane käitlemise võimsus on 120 000 tonni (Keskkonnaministeerium 2014). 2015. aastal suunas AS Ragn Sells taaskasutusse 76% kogutud jäätmetest, 13% jäätmetest läks materjalidena ringlusesse ning vaid 11% jäätmetest ladestati prügilasse (Ragn Sells 2016b).

1.3.2. AS Tallinna Jäätmete Taaskasutuskeskus

AS Tallinna Jäätmete Taaskasutuskeskus asub Harjumaal Jõelähtme vallas Rebala külas ning avati 2003. aastal. Prügila projekteeriti Jõelähtme suletud fosforiidikarjääri alale (Tallinna... 2017). Ettevõtte on Tallinna linna omand. Prügila pindala on 67 hektarit ning see teenindab elanikke Lääne-Virumaal, Lääne- ja Põhja-Eestis. 2010. aasta seisuga käitles ettevõtte ligikaudu 160 000 tonni tavajäätmeid, millest olmejäätmeid oli umbes 140 000 tonni (Tallinna... 2017).

Jäätmete Taaskasutuskeskuse eesmärgiks on tavajäätmete kõrvaldamine ja taaskasutamine. Ettevõttes tegeletakse jäätmekütuse tootmisega, koldetuha käitlemise, vanandamise ning ladestamisega ja biojäätmete kompostimisega (Tallinna... 2017).

Jäätmekütust toodetakse peamiselt olmejäätmetest mehaanilis-bioloogilise protsessiga (Tallinna... 2017). Olmejäätmed tuuakse MBT jaama ning seejärel eraldatakse jäätmetest käsitsi suuremõõtmelised ning nähtavad ohtlikud jäätmed, mis saadetakse taaskasutusse, antakse üle teistele käitlejatele või ladestatakse otse prügilasse. Seejärel läbivad olmejäätmed eelpurustamise ning trummelsõela abil sõelutakse välja orgaanilise aine rikas jääk. Orgaaniline osa ladestatakse või stabiliseeritakse bioloogiliselt. Trummelsõelale jäävad plast, paber, puit, kile jm põlevjäätmed moodustavad jäätmekütuse. See purustatakse peenpurustis ning eraldatakse metall (Tallinna... 2017).

AS Tallinna Jäätmete Taaskasutuskeskuse MBT liin võimaldab käidelda aastas 120 000 tonni olmejäätmeid (Tallinna... 2017).

1.3.3. AS Uikala Prügila

AS Uikala prügila asub Ida-Virumaal Kukruse külas (Uikala... 2017). Uikala prügila peamiseks tegevusvaldkondadeks on jäätmete ladestamine, sorteerimine ja taaskasutusse suunamine, jäätmekütuse tootmine, kompostimine ning ohtlike jäätmete ja puidu töötlemine (Uikala... 2017).

Jäätmete mehaanilis-bioloogilise töötusega jäätmekütuse tootmiseks alustati AS Uikala Prügilas 2008. aastal (Metsatalu 2010). Jäätmekütuse toomiseks olmejäätmed eelpurustatakse. Peale purustamist viiakse läbi aeroobne bioloogiline lagundamine, mis

kestab umbes kolm kuud. Peale seda materjal sorteeritakse ja sõelutakse, lahutatakse jäätmekütus ja MBT peenfraktsioon (Uikala... 2017).

AS Uikala Prügila käitleb aastas 24 000 tonni olmejäätmeid (Keskkonnaministeerium 2014).

1.4. MBT peenfraktsiooni omadused ja kasutamise võimalused

Mehaanilis-bioloogilise töötlemise läbinud jäätmete peenfraktsiooni omadusi on Eestis vähe uuritud. Tähtis on teada sellise materjali omadusi ja võimalikke kaasnevaid keskkonnamõjusid enne MBT läbinud jäätmete prügilasse ladestamist (Pantini *et al.* 2014). Peenfraktsiooni omaduste iseloomustamiseks vaadeldakse tavaliselt elektrijuhtivust, pH väärtust, veesisaldust, orgaanilise aine sisaldust, biokeemilist metaanitootlikkuse potentsiaali, keemilist hapnikutarvet ning süsiniku, lämmastiku, fosfori ja muude toiteainete sisaldust (Mönkäre *et al.* 2015; Pimolthai & Wagner 2013). Siinkohal on eriti oluline metaani produktsiooni hindamine, kuna metaan on peamine kasvuhooneefekti tekitaja. Peale bioloogilist lagundamist väheneb potentsiaalne biogaasi tekkimine MBT peenfraktsiooni prügilasse ladestamisel hinnanguliselt kuni 80 % (Adini *et al.* 2004).

Lisaks metaani eraldumise vähenemisele, vähendab olmejäätmete mehaanilis-bioloogiline töötlus prügilasse ladestamisel drenaažitorustike ummistusi ning kahjulike ainete kogust prügila nõrgvees, mis on olulise keskkonnamõjuga (Robinson *et al.* 2005). Prügila nõrgvesi tekib enamasti vihmaveest, jäätmete lagunemisprotsessis tekkinud veest ning sõltub jäätmete esialgsest veesisaldusest. Mehaanilis-bioloogilise töötlemise läbinud materjali ladestamisel väheneb märgatavalt raskmetallide (Pb, Cd, Zn) sisaldus prügila nõrgvees (Mohammad-pajooh *et al.* 2016).

Mehaanilis-bioloogilisel töötlusel tekkivate jääkide (peenfraktsiooni) ladestamisel tuleb jälgida prügilasse ladestamise kriteeriumitele vastavust. Paljudes Euroopa Liidu riikides on kehtestatud olmejäätmete töötlemisel tekkivate jääkide biolagundatavuse jm parameetrite piirnormid prügilasse ladestamiseks. Enne prügilasse ladestamist MBT peenfraktsioon üldjuhul stabiliseeritakse, et viia materjali bioloogiline aktiivsus võimalikult madalaks. Bioloogilise aktiivsuse hindamiseks kasutatakse tavaliselt hapnikutarvet, mille piirväärtused paljudes Euroopa riikides stabiliseeritud MBT jääkide prügilasse ladestamiseks on 10 mg O₂/g KA kohta 4 päeva jooksul ning mõningates riikides veel madalam (näiteks Austrias <7

O₂/g KA). Eestis ei ole jäätmete ladustamisele hapnikutarbe piirväärtuseid seatud (Keskkonnaministeerium 2010).

Oma vähenenud kahjulikkude mõjude poolest saaks MBT peenfraktsiooni ladestamise asemel kasutada kohtades, kus see ei kujuta otsest ohtu inimese tervisele, kuna võib sisaldada siiski suures koguses raskmetalle ja saasteaineid (Di Lonardo *et al.* 2014, Farrell, Jones 2009). Sobilikud alternatiivid MBT peenfraktsiooni ladestamisele on kasutamine näiteks prügila kattematerjalina (Di Lonardo *et al.* 2014; Visvanathan 2006), maastike (karjäärade ning kaevanduste) taastamisel ning teede ja müratõkkeseinade ehitusel (Di Lonardo *et al.* 2014).

MBT peenfraktsiooni kasutamiseks prügila funktsionaalse kattematerjalina peaks materjal vastama Huber-Humer *et al.* (2009) ja Lechner (2001) prügila kattematerjalile esitatud kriteeriumitele, et luua kattekihis olevatele metanotroofidele sobivad elutingimused (tabel 1).

Tabel 1. Prügila kattematerjalile esitatud soovituslikud kriteeriumid (Huber-Humer 2009; Lechner 2001).

Kriteerium	Soovituslik väärtus	Ühik
Orgaaniline aine	>15	% KA
Niiskus	30 – 50	%
Elektrijuhtivus	<4	mS/cm
pH	6,5–8,5	-
Hapnikutarve (7-päeva)	≤8	mg O ₂ /g KA
TOC (orgaaniline süsinik)	>7	% KA
SO ₄ ²⁻	>500	mg/kg KA
NH ₄ ⁺ - N	<400	mg/kg KA
NO ₂ ⁻ - N	<0,1	mg/kg KA
NO ₃ ⁻ - N	Ei ole piiratud	mg/kg KA
P _{üld}	>0,3	% KA
N _{üld}	>0,5	% KA
Lasuvustihedus	0,8 – 1,1	kg/l
Veehoidmisvõime	50 – 130	% KA
Õhuga täidetud pooride osakaal	>25	% v/v

Tabelis 1 toodud väärtused on soovituslikud. Mehaanilis-bioloogilise töötuse läbinud materjali peenfraktsiooni kasutamisel katematerjalina on oluline selle vastavusse viimine antud kriteeriumitega eelkõige metaanitekke vältimiseks prügila bioloogiliselt aktiivses kattekihis.

Tabelis 1 toodud soovituslik orgaanilise aine sisaldus >15 % KA, pH väärtus on 6,5 – 8,5, niiskuse sisaldus 30 – 50 % ning TOC (orgaanilise süsiniku sisaldus) >7 % KA. Pimolthai & Wagner (2014) on uurinud 10 mm suuruse osakestega MBT peenfraktsiooni kasutamise võimalusi katematerjalina, kus proovid olid võetud Luksemburgi, Saksamaa ja Tai MBT jaamadest, millega läbiviidud katsete tulemused vastavad Huber-Humer (2009) ja Lechner (2001) toodud soovituslikele kriteeriumitele. Luksemburgis saadi MBT proovide orgaanilise aine sisalduseks 72 %, pH väärtuseks 8,3, niiskuse sisalduseks 44 % KA ning TOC 12,5 % KA. Saksamaa ja Tai MBT proovide tulemused olid vastavalt orgaanilise aine sisaldus 98 ja 100 %, pH väärtus 8,2 ja 8,0, niiskusesisaldus 31 ja 31 % KA ning TOC 11,3 ja 8,5 % KA. Paljudel juhtudel on siiski MBT peenfraktsiooni kvaliteet liiga madal, et kasutada neid ladestamise asemel muul otstarbel. MBT jäätmete kvaliteet sõltub suuresti konkreetsetest jäätmejaamadest ja seal kasutatavatest tehnoloogiatest ning nende efektiivsusest. Madala kvaliteediga MBT peenfraktsiooni kasutamine katematerjalina võib endaga kaasa tuua keskkonnaprobleeme. Näiteks võib probleemiks osutuda vee ja pinnase saastumine, õhukvaliteedi halvenemine (hais, tuulega lenduv praht) ning kahjurite arvukuse suurenemine prügilas (Pimolthai & Wagner 2014).

2. MATERJAL JA METOODIKA

2.1. Proovide võtmine ja ettevalmistamine

Mehaanilis-bioloogilise töötluse läbinud olmejäätmete peenfraktsiooni (MBT peenfraktsiooni) proovid võeti kolmest suuremast jäätmejaamast Eestis (AS Ragn Sells, AS Tallinna Jäätmete Taaskasutuskeskus ning AS Uikala Prügila). Proovid võeti 2016. aasta kevadel ja sügisel ning 2017. aasta kevadel. Igast jäätmejaamast võeti ~ 30 liitrit MBT peenfraktsiooni proovi. Ühest eelnevalt nimetatud jäätmejaamast võeti üks MBT peenfraktsiooni proov, mida oli prügilas hoiustatud 1. aasta ning ühest jäätmejaamast kaks MBT peenfraktsiooni proovi, mida oli prügilas hoiustatud 3. aastat. Kokku võeti kolmest jäätmejaamast 6 proovi.

Kõik proovid sõeluti laboris läbi 10 mm avaga sõela, et saada homogeensem proov väikese kogusega katsete jaoks. Sõelumise vajadus tuleneb ka standardmeetodist EVS-NE 12457-4:2002 jäätmete leostuvuse iseloomustamiseks. Lisaks saadi sõelumise tulemusena teada, kui suur osa peenfraktsioonist on ≤ 10 mm.

Vastu tulles jäätmejaamade soovile on käesolevas töös analüüsitud proovid ja vastavad tulemused anonüümsed ning märgistatud juhuslikult (märgistus on töö autorile teada). Proovide tähised ja selgitused on toodud tabelis 2.

Tabel 2. MBT peenfraktsiooni proovide tähistused ja selgitused

Proovi tähistus	Selgitus
MBT1	MBT peenfraktsioon
MBT2	MBT peenfraktsioon
MBT3	MBT peenfraktsioon
MBT_1A	MBT peenfraktsioon, 1. aasta hoiustatud
MBT_3A(1)	MBT peenfraktsioon, 3. aastat hoiustatud (1)
MBT_3A(2)	MBT peenfraktsioon, 3. aastat hoiustatud (2)
MBT1_10	Sõelutud MBT1
MBT2_10	Sõelutud MBT2
MBT3_10	Sõelutud MBT3
MBT_1A_10	Sõelutud MBT_1A
MBT_3A_10(1)	Sõelutud MBT_3A(1)
MBT_3A_10(2)	Sõelutud MBT_3A(2)

Sõelumata ja sõelutud proove saadi kokku 12, millega viidi läbi edasised katsed.

2.2. Materjali füüsikalise-keemiliste parameetrite määramine

2.2.1. Elektri juhtivuse ja pH määramine

MBT peenfraktsiooni elektri juhtivuse ning pH mõõtmiseks valmistati sõelutud proovidest vee-ekstraktid 5 grammist proovist ning 50 ml destilleeritud veest, mida loksutati enne pH määramist orbitaalloksutil (3017 GFL) tund aega kiirusel 140 pööret minutis.

Elektri juhtivuse (EC) määramiseks kasutati konduktomeetrit (WTW pH/Cond 340), mis oli eelnevalt kalibreeritud 0,01 M KCl lahusega temperatuuril $25 \pm 0,1$ °C. Seadmega SevenMulti (Mettler Toledo) määrati pH. Katsed viidi läbi kolmes korduses.

2.2.2. Kuivaine ja orgaanilise aine sisalduse määramine

Kuivaine sisalduse (KA) määramiseks kaaluti proov eelnevalt kuivatatud ja kaalutud kaanega mõõteanumasse ning kuumutati proove kuivatusahjus (Memmert) 105 °C juures 12 tundi. Kuivaine sisaldus määrati kõikidest proovidest kolmes korduses ning arvutati valemi (1) järgi:

$$KA = \frac{m_2 - m_0}{m_1 - m_0} \cdot 100\% \quad (1)$$

kus KA tähistab kuivainesisaldust;

m_0 – tühja mõõteanuma mass (g);

m_1 – anuma ja proovi mass (g);

m_2 – anuma ja ahjus kuivatatud proovi mass (g).

Samadest kuivaine proovidest määrati ka orgaanilise aine (OA) sisaldus. Orgaanilise aine sisalduse määramiseks purustati sõelutud MBT peenfraktsioonide kuivaine sisalduse proovid kuulveskis (Retsch MM400) raputussagedusel 25 1/s 0,45 sekundit. Orgaanilise aine sisaldus määrati sõelutud proovides, sest sõelumata proovid sisaldasid suurel hulgal osakesi (klaas, kile jm), mida kuulveski ei peenesta. Peale materjali purustamist kaaluti proov eelnevalt kuivatatud ning kaalutud portselanist tiiglisse. Seejärel põletati proove muhvelahjus (Nabertherm) 550 °C juures kolm tundi. Katsed viidi läbi kolmes korduses. Orgaanilise aine sisaldus protsentides arvutati kuivainest ära põlenud osana valemi (2) järgi:

$$OA = \frac{m_1 - m_3}{m_1 - m_0} \cdot 100\% \quad (2)$$

kus OA on orgaanilise aine sisaldus;

m_0 – tühja mõõteanuma mass (g);

m_1 – anuma ja proovi mass (g);

m_3 – anuma ja põletatud proovi mass (g).

2.3. Proovide vee-ekstraktide analüüs

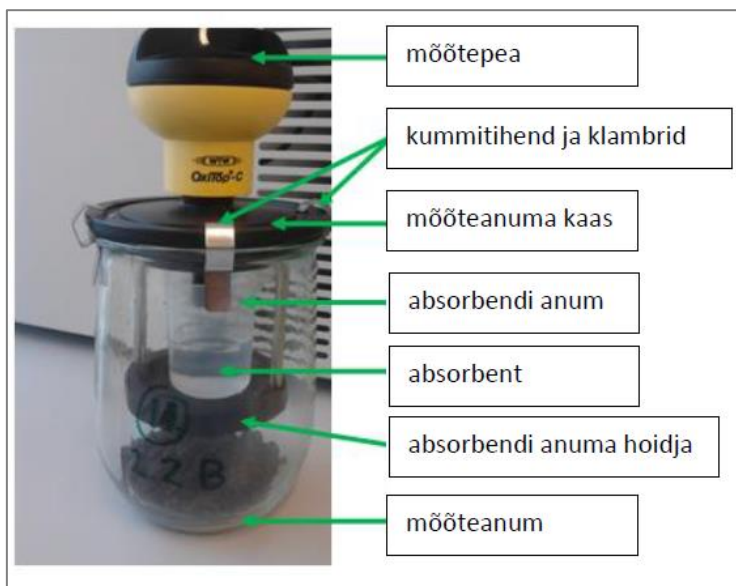
Vee-ekstraktid valmistati vedeliku ja tahke aine suhte juures 10 liitrit kg kohta (L/S 10 l/kg), vastavalt standardmeetodile EVS-NE 12457-4:2002. Sõelutud proovid koos lisatud destilleeritud veega asetati 24 tunniks loksutisse (Heidolph REAX 20) loksuma. Katsed viidi läbi kahes korduses. Peale loksumist setitati proove tund aega. Tahke aine pealt dekandeeritud vedelikku tsentrifuugiti (Eppendorf Centrifuge 584) 20 minutit kiirusel 10 000 pööret minutis. Peale proovide tsentrifuugimist filtreeriti proovid hõljuvosakeste eemaldamiseks läbi 0,45 µm poorsusega süstlafiltri.

MBT peenfraktsiooni sõelutud proovide vee-ekstraktidest määrati pH, elektrijuhtivus ning vees lahustunud süsiniku ja lämmastiku sisaldus. Elektrijuhtivuse (EC) määramiseks kasutati konduktomeetrit (WTW pH/Cond 340) ning pH määrati seadmega SevenMulti (Mettler Toledo). Üldorgaanilise süsiniku (TC), anorgaanilise süsiniku (IC) ja orgaanilise süsiniku (TOC) sisalduse mõõtmiseks analüüsiti saadud proove süsiniku analüsaatoriga (Shimadzu TOC-V CPH) ning lahustunud üldlämmastiku sisaldus määrati analüsaatoriga (Shimadzu TNM-1). Lisaks määrati aatomabsorptsioonspektomeetriga (Shimadzu AA-6800) Zn ja Ni sisaldus leegi meetodil.

2.4. Materjali bioloogilise aktiivsuse määramine

2.4.1. Hapnikutarbe määramine OxiTop süsteemiga

Mehaanilis-bioloogilise töötuse läbinud olmejäätmete peenfraktsiooni hapnikutarbe määramiseks kasutati OxiTop® süsteemi. OxiTop® mõõtesüsteem koosneb hermeetilistest mõõteanumatest, OxiTop®-C mõõtepeadest, OxiTop® kontrollierist ning muudest tarvikutest (joonis 5) (WTW 2006).



Joonis 5. OxiTop® mõõtesüsteemi komponendid (Sapelkov 2014)

OxiTop® mõõtesüsteem toimib põhimõttel, kus analüüsiks võetud proovis olevad mikroorganismid kasutavad orgaanilise aine lagundamiseks ning oma elutegevuseks suletud mõõteanumas olevat hapnikku ning protsessi käigus tekkiv süsinikdioksiid absorbeeritakse OxiTop® mõõtesüsteemis oleva absorbendiga. Käesolevas töös kasutati absorbendiks 30 ml naatriumhüdroksiidi 2 M lahust. Katse kestis 7 päeva temperatuuril 25° C. Hapniku kontsentratsiooni langedes väheneb mõõteanumas rõhk, mille fikseerivad mõõtepead iga 28 minuti tagant. Mõõtepeades fikseeritud andmed loetakse OxiTop® kontrolloriga ning kantakse arvutisse. Mõõdetud rõhu muutused arvutatakse ümber hapnikutarbeks (BA) valemi (3) järgi (WTW 2006):

$$BA = \frac{M_R (O_2)}{R_1 \cdot T} \cdot \frac{V_{fr}}{m_{Bt}} \cdot \Delta\rho \quad (3)$$

kus BA tähistab kumulatiivset hapnikutarvet ($\text{mgO}_2/\text{g KA}$) 7 päeva jooksul;

$M_R (O_2)$ – hapniku molaarmass (32000 mg/mol);

V_{fr} – gaasi ruumala mõõteanumas (l);

R_1 – universaalne gaasikonstant (83,14 L hPa/(K mol));

T – katse temperatuur (K);

m_{Bt} – proovi kuivaine mass (g);

$\Delta\rho$ – rõhumuutus mõõteanumas (hPa).

Mõõteanumas oleva gaasi ruumala (V_{fr}) arvutati valemi (4) järgi:

$$V_{fr} = V_{ges} - V_{AM} - V_{Bf} \quad (4)$$

kus V_{fr} tähistab gaasi ruumala mõõteanumas (l);

V_{ges} – mõõteanuma üldruumala (l);

V_{AM} – absorbendi ruumala (l);

V_{Bf} – proovi ruumala (l).

Hapnikutarbe iseloomustamiseks kasutati ka hapnikutarbe kiirust (RI), mis arvutati vastavalt valemile (5) katse alguses toimunud rõhu muutuste järgi:

$$RI = \frac{M_R(O_2)}{R_1 \cdot T} \cdot \frac{V_{fr}}{m_{Bt}} \cdot \frac{\Delta p_a}{\Delta t} \quad (5)$$

kus RI tähistab hapnikutarbe kiirust kuivaine kohta ($\text{mgO}_2/(\text{g h})$);

$M_R(O_2)$ – hapniku molaarmass (32000 mg/mol);

R_1 – universaalne gaasikontant (83,14 L hPa/(K mol));

T – katse temperatuur (K);

V_{fr} – gaasi ruumala mõõteanumas (l);

m_{Bt} – proovi kuivaine mass (g);

Δp_a – rõhu muutus mõõteanumas katse alguses (hPa);

Δt – rõhu muutuseks kulunud aeg (h).

Hapnikutarbe sõltuvuse iseloomustamiseks teistest töös määratud parameetritest viidi läbi andmeanalüüs programmiga Microsoft Excel.

2.4.2. Inkubatsioonikatse

MBT peenfraktsiooni inkubatsioonikatseks inkubeeriti 50 g sõelutud proove hermeetiliselt suletud pudelitesse ning asetati 36° C juures termokappi. Proovipudelites jälgiti rõhu ja gaasi koostise muutumist. Pudelites olev rõhk mõõdeti rõhumõõturiga (BMP-Testsystem WAL, Meß- und Regelsysteme GmbH) ja O₂, N₂, CH₄, H₂ ja CO₂ sisaldust gaasifaasis gaaskromatograafiga (CP-4900 Micro-GC, Varian Inc.). Katsed viidi läbi kolmes korduses.

Metaani moolide arv arvutati valemi (6) järgi:

$$n = \frac{P \cdot V_{fr} \cdot CH_4\%}{R_2 \cdot T \cdot 1000} \quad (6)$$

kus n on metaani moolide arv (mmol);

P – rõhk proovipudelil (mbar);

V_{fr} – gaasi ruumala mõõteanumas (ml);

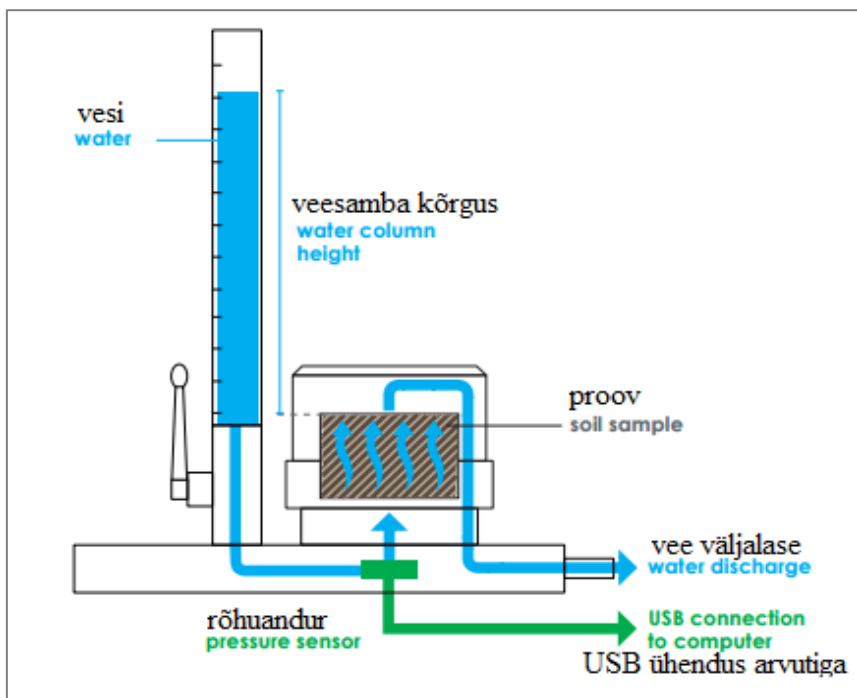
$CH_4\%$ – metaani sisaldus (%);

R_2 – universaalne gaasikontant (8,314 m³ Pa/(K mol));

T – katse temperatuur (K).

2.5. Veejuhtivuse määramine

Veejuhtivuse (K_s) määramiseks laboritingimustes kasutatakse konstantse või alaneva rõhuga permeameetrit (Jaaniso... Pinnasemehaanika). MBT peenfraktsiooni veejuhtivuse omaduste kirjeldamiseks laboritingimustes kasutati UMS (*Umwelt Measurement Systeme*) mõõteseadet KSat (joonis 6). Mõõtmisel kasutati konstantse rõhuga meetodit.



Joonis 6. KSat katseseadme skeem (KSAT 2012)

Veejuhtivuse määramiseks paigutati MBT jäätmete sõelumata proovid kolmes korduses 250 cm³ silindritesse. Katsed viidi läbi järgmiste tihedustega:

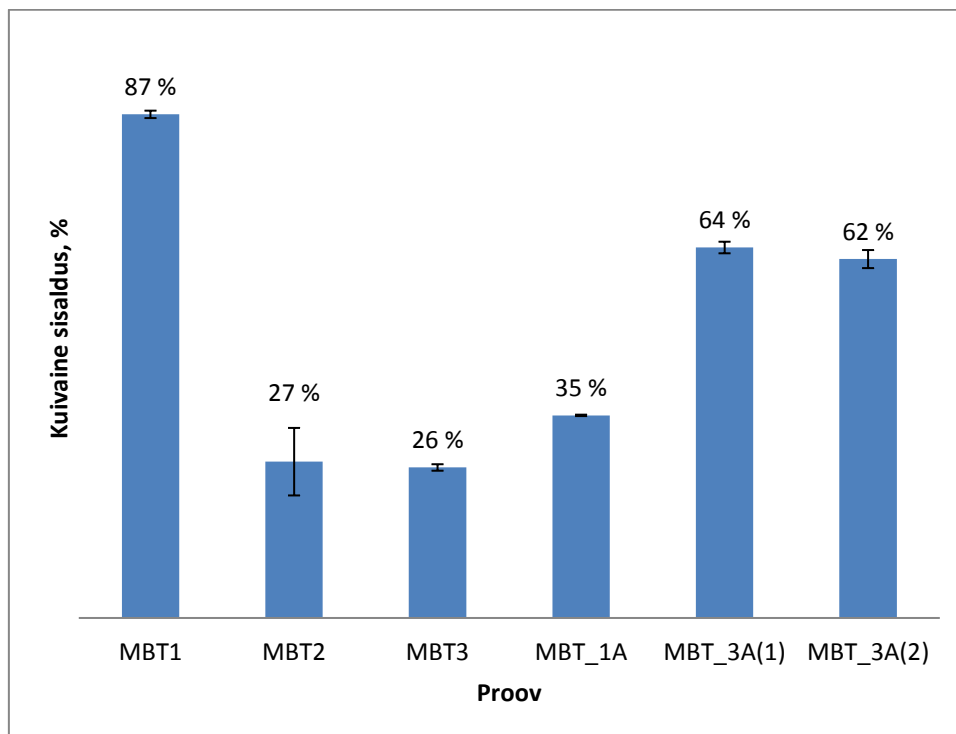
- 900 kg KA/m³ (ladestatud jäätmete tiheduse määr (Prügila rajamise, kasutamise ja sulgemise nõuded 1 2004, § 26 lg 3));
- 770 kg KA/m³;
- 640 kg KA/m³;
- 510 kg KA/m³.

Prooviga täidetud silindrid asetati 24 tunniks destilleeritud vette märguma ning seejärel mõõdeti veejuhtivus igast proovist 10 korda.

3. TULEMUSED JA ARUTELU

3.1. MBT peenfraktsiooni fraktsioneerimine suuruse järgi

MBT peenfraktsioonide proove sõeluti läbi 10 mm avaga sõela. Sõela läbinud proovi osakaal massi järgi on näidatud joonisel 7.



Joonis 7. 10 mm avaga sõela läbinud proovi massi osakaal proovi esialgsest massist

Kõige suuremas mahus (87 %) läks läbi sõela proov MBT1. Proovi MBT1 osakeste suuruse erinevus teistest värsketest peenfraktsiooni proovidest (MBT2 ja MBT3) võib tuleneda jäätmejaamas kasutatavast tehnoloogiast ja sõela ava suurusest, mis kirjanduse andmetel varieerub enamjaolt vahemikus 50-100 mm (Dziedzic et al. 2015). Võrreldes värskete proovidega MBT2 ja MBT3 on näha, et proovide hoiustamisel pikema aja jooksul suureneb sõelast läbi mineva peenfraktsiooni osa.

3.2. MBT peenfraktsiooni füüsikalis-keemilised omadused

Mehaanilis-bioloogilisest tööstusest jääb üle peenfraktsioon, mille ladestamise asemel võiks leida sellele alternatiivsed kasutusalasid. Seda oleks võimalik teoreetiliselt kasutada funktsionaalse ehitusmaterjalina näiteks kattekihtide rajamisel prügilas. Kattematerjalina kasutamise sobivust aitavad kirjeldada materjali füüsikalis-keemilised omadused (lisa 1). Esimene uurimisalune proov oli MBT_3A(1), mis sõeluti ja analüüsiti. Sõelutud proovil MBT_3A_10(1) määrati füüsikalis-keemilised parameetrid. Proovi pH väärtuses oli 7,56, elektrijuhtivus 1,76 mS/cm, kuivaine sisalduseks 56,55 % ning orgaanilise aine sisaldus 39,68 % KA. Ühe proovi põhjal ei ole võimalik hinnata erinevate MBT jäätmejaamade peenfraktsiooni kuna kasutatavad tehnoloogiad ning sisendjäätmed on erinevad. Seetõttu võeti peenfraktsiooni proovid kolmest Eesti MBT jäätmejaamast ning analüüsiti nende füüsikalis-keemilised omadused, mis on toodud tabelis 3.

Tabel 3. MBT peenfraktsiooni värskete ja seisnud proovide füüsikalis-keemilised parameetrid (keskmine \pm standardhälve)

Proov	pH	Elektrijuhtivus (mS/cm)	Kuivaine (%)	Orgaaniline aine (% KA)
MBT1_10	7,02 \pm 0,04	3,36 \pm 0,05	72,64 \pm 0,64	37,53 \pm 2,51
MBT2_10	6,10 \pm 0,18	3,35 \pm 0,27	53,78 \pm 5,83	37,76 \pm 0,21
MBT3_10	7,11 \pm 0,09	3,50 \pm 0,19	60,39 \pm 0,56	41,31 \pm 1,20
Keskmine	6,74 \pm 0,10	3,40 \pm 0,17	62,27 \pm 2,34	38,87 \pm 1,31
MBT_1A_10	7,78 \pm 0,17	0,75 \pm 0,06	55,75 \pm 0,12	27,86 \pm 0,45
MBT_3A_10(1)	7,56 \pm 0,04	1,76 \pm 0,07	56,55 \pm 1,0	39,68 \pm 0,71
MBT_3A_10(2)	7,65 \pm 0,05	1,05 \pm 0,05	56,35 \pm 1,56	30,75 \pm 0,73
Keskmine	7,66 \pm 0,08	1,19 \pm 0,06	56,22 \pm 0,89	32,76 \pm 0,63

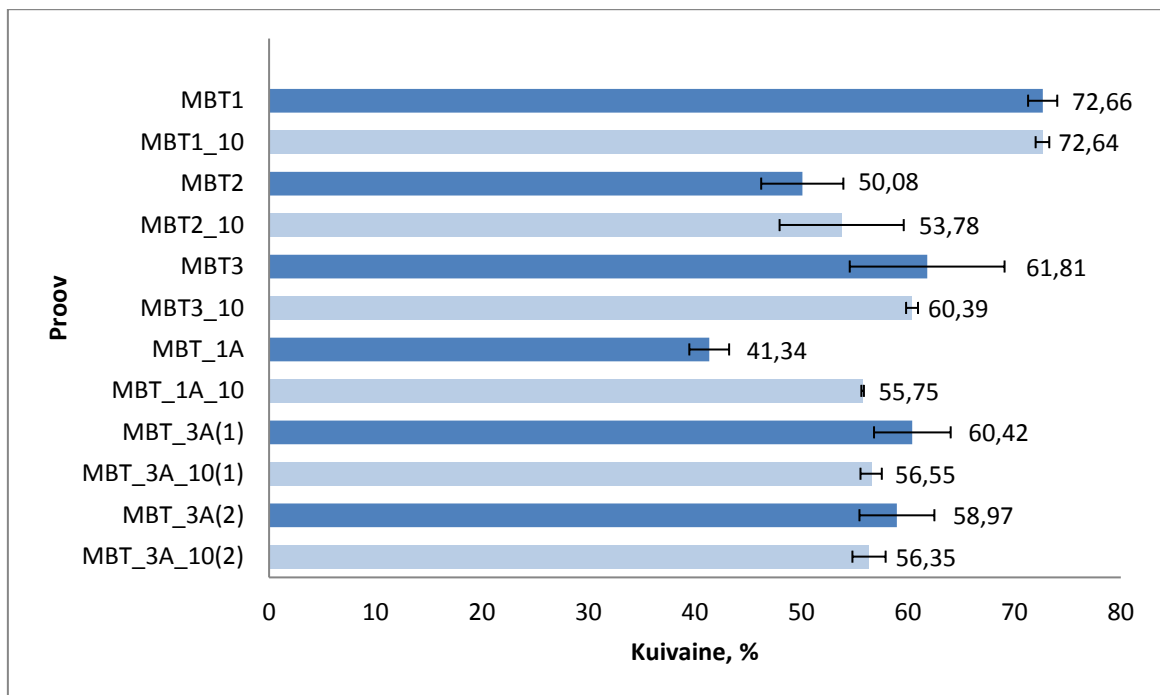
MBT peenfraktsiooni vee-ekstraktidest mõõdetud pH jäi vahemikku 6,10-7,78. Keskmine pH väärtus värsketel proovidel oli 6,74 ning seisnud proovidel 7,66. Kõrgeima pH väärtusega oli üks aasta hoiustatud MBT peenfraktsiooni proov (MBT_1A_10). Madalaimad pH väärtused olid värsketel peenfraktsiooni proovidel. Pimolthai & Wagneri (2014) läbiviidud sõelutud MBT peenfraktsioonide uurimisel saadi kolmest tööstusjaamast võetud

proovide keskmiseks pH väärtuseks 8,17, mis on käesolevas töös uuritud proovide pH-st 15,30 % kõrgem. Mõõdetud pH väärtused (v.a MBT2_10 pH väärtus) jäävad Huber-Humer *et al.* (2009) ja Lechneri (2001) toodud prügila kattematerjalile esitatud soovituslike kriteeriumite (pH 6,5-8,5) piiridesse (tabel 1, lk 17).

Vee-ekstraktide elektrijuhtivus on madalam seisnud proovidel. Enim erines teistest proov MBT_1A_10 ($0,75 \pm 0,06$), mille elektrijuhtivus oli üle nelja korra väiksem värskete MBT peenfraktsioonide elektrijuhtivusest (tabel 3). Elektrijuhtivus sõltub lahustunud ainete (ioonide) kontsentratsioonist ja liikumiskiirusest vee-ekstraktides (Uri & Kulm 2009). Mida suurem on elektrijuhtivus, seda rohkem leostub tahkest proovist vette ioone. Värskete MBT peenfraktsioonide keskmine elektrijuhtivus oli 3,40 mS/cm ning seisnud proovidel 1,19 mS/cm. Mõõdetud elektrijuhtivused on kõik <4 mS/cm ning vastavad prügila kattematerjalile esitatud kriteeriumitele (tabel 1, lk 17).

Sõelutud proovide kuivaine sisaldus jäi vahemikku 72,64-53,78 %. Keskmine kuivaine sisaldus oli 55,50 %. Kuivaine sisaldus määrati ka sõelumata proovidest (joonis 8). Sõelumata proovide keskmine kuivainesisaldus on 57,55 %.

Sõelumata ja sõelutud proovide võrdluses (joonis 8) on näha, et proovide MBT1, MBT3, MBT_3A puhul vähenes kuivainesisaldus sõelumisel keskmiselt 1,65 %. Seevastu proovi MBT2 ja MBT_1A korral suurendas sõelumine kuivaine sisaldust.



Joonis 8. Sõelutud ja sõelumata MBT peenfraktsioonide kuivained (%)

Suurima kuivaine sisaldusega oli proov MBT1 (72,66 %), mis on Pimolthai & Wagneri (2014) mõõdetud keskmisest väärtusest (35,33 %) ligikaudu 49 % suurem ning kattematerjalile esitatud kriteeriumite järgi (tabel 1, lk 17) liiga kuiv.

MBT peenfraktsiooni proovide orgaanilise aine sisaldus (tabel 3) oli vahemikus 27,86-41,31 % KA. Huber-Humer (2009) ja Lechner (2001) seavad orgaanilisele ainele prügila kattematerjalis kriteeriumi (tabel 1, lk 17), et see peab olema >15 % KA.

Saadud tulemustest selgub, et MBT peenfraktsiooni füüsikalise-keemilised parameetrid erinevad üksteisest märgatavalt elektrijuhtivuse, kuivaine ning orgaanilise aine sisalduse poolest. MBT tehnoloogiad ning töödeldavad sisendjäätmekogused ei ole igas jäätmejaamas ühesugused (Di Lonardo *et al.* 2012) ning see võib seletada tulemuste varieeruvust. MBT peenfraktsiooni võimalikul kasutamisel näiteks prügila kattematerjalina, vastavad uuritud proovid kattematerjalile esitatud kriteeriumitele orgaanilise aine sisalduse, elektrijuhtivuse ning pH väärtuste osas.

3.3. MBT peenfraktsiooni vee-ekstraktide analüüs

MBT peenfraktsiooni sõelutud proovide vee-ekstraktidest määrati vees lahustunud süsiniku, lämmastiku, Zn ja Ni sisaldus. Vee-ekstraktidest määratud parameetrid on toodud tabelis 4.

Tabel 4. Orgaanilise süsiniku (TOC), üldsüsiniku (TC), anorgaanilise süsiniku (IC), üldlämmastiku (TN), Zn ja Ni sisaldused MBT peenfraktsiooni sõelutud proovide vee-ekstraktides (L/S 10 l/kg)

	TOC (mg/l)	TC (mg/l)	IC (mg/l)	TN (mg/l)	Zn (mg/l)	Ni, (mg/l)
MBT1_10	727±10	819±14	91±24	73±5	0,13±0,13	<0,20
MBT2_10	2217±67	2264±75	47±10	192±4	5,61±0,03	0,22
MBT3_10	1472±115	1548±124	76±10	343±14	0,26±0,01	<0,20
MBT_1A_10	631±65	712±45	82±20	85±2	0,35±0,13	<0,20
MBT_3A_10	70±5	96±7	26±1	61±2	0,42±0,04	<0,20

Suurimad lahustunud süsiniku ja lämmastiku kontsentratsioonid on tabeli 6 järgi MBT peenfraktsiooni värsketel proovidel. Mida kauem materjal seisab, seda enam vees lahustuva orgaanilise süsiniku väärtused langevad. Tulemused näitavad, et seistes väheneb ka vees lahustuva lämmastiku sisaldus.

Teistes proovidest rohkem esines Zn ja Ni proov MBT2_10 vee-ekstraktides.

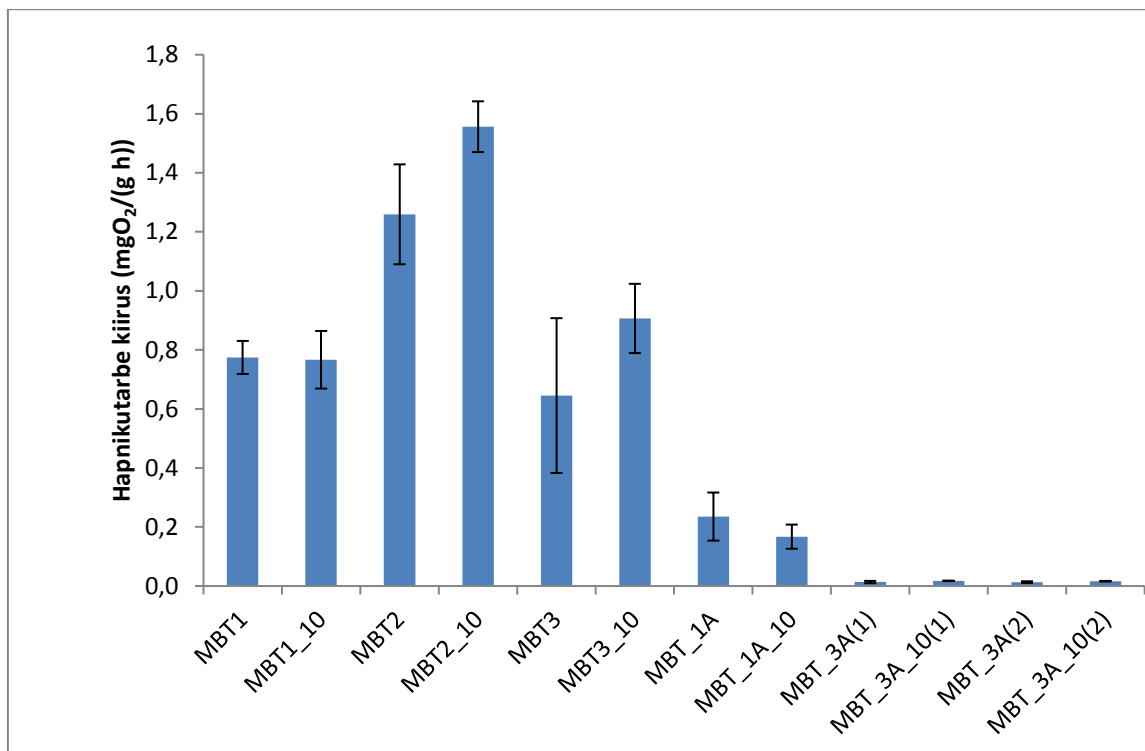
3.4. MBT peenfraktsiooni bioloogiline aktiivsus

MBT peenfraktsiooni bioloogilise aktiivsuse hindamiseks määrati kõikide proovide 7 päeva hapnikutarve ($\text{mgO}_2/\text{g KA}$) (tabel 5). Värske MBT peenfraktsiooni proovide hapnikutarbe tulemused ei andnud tegelikku pilti materjali bioloogilisest aktiivsusest, kuna väga lühikese aja jooksul tekkis hapniku defitsiit mõõteanumates.

Tabel 5. MBT peenfraktsiooni 7 päeva hapnikutarve, mgO₂/g KA

Proov	7 päeva hapnikutarve (mgO ₂ /g KA)
MBT1	> 16
MBT1_10	> 29
MBT2	> 16
MBT2_10	122
MBT3	> 53
MBT3_10	> 46
MBT_1A	35
MBT_1A_10	29
MBT_3A(1)	1,0
MBT_3A_10(1)	1,6
MBT_3A(2)	1,0
MBT_3A_10(2)	2,4

Kuna proovide hapnikutarve oli väga suur, kasutati hapnikutarbe iseloomustamiseks ka hapnikutarbe kiirust (mgO₂/(g h)), mis määrati katse alguses toimunud rõhu muutuste järgi (joonis 9).



Joonis 9. MBT peenfraktsiooni hapnikutarbe kiirus (mgO₂/(g h)) katsetes

Hapnikutarbe kiirus näitab sarnaselt tabelis 5 toodud tulemustele, et MBT peenfraktsiooni värskete proovide hapnikutarve on oluliselt suurem kui seisnud proovidel. Suurim hapnikutarve oli proovil MBT2_10. Väikseimad hapnikutarbed olid kolm aastat seisnud MBT peenfraktsiooni proovidel. Hapnikutarbe mõõtmise tulemustest on näha, et aja jooksul MBT peenfraktsiooni hapnikutarve väheneb, mis näitab bioloogilise aktiivsuse vähenemist ning materjali stabiliseerumist. Prügila kattekihtide loomiseks on oluline, et MBT peenfraktsioon sisaldaks piisaval kogusel orgaanilist ainet, kuid samas peab materjal olema bioloogiliselt väheaktiivne, et anaeroobsetes tingimustes ei hakkaks tekkima metaan, mis on üks peamine kasvuhooneefekti tekitaja (Adini *et al.* 2004).

Kolm aastat seisnud MBT peenfraktsiooni proovid on vastavuses kattmaterjalile esitatud kriteeriumitega (tabel 1, lk 17) ning on stabiilsed. Värskete proovide ning üks aasta seisnud sõelutud ja sõelumata proovide puhul näitavad tulemused, et materjal on väga aktiivne ning ei sobi kasutamiseks prügila kattmaterjalina.

Eestis pole jäätmete ladestamisele hapnikutarbe piirväärtuseid kehtestatud, kuid suure aktiivsuse tõttu ei tohiks värsket MBT peenfraktsiooni enne stabiliseerimist ladestada ka

prügilasse. Näiteks on Austrias jäätmete prügilasse ladestamisel 4 päeva hapnikutarbe piirväärtuseks $<7 \text{ O}_2/\text{g KA}$ (Keskkonnaministeerium 2010).

Määratud füüsikalise-keemiliste parameetrite ja hapnikutarbe vahelisi seoseid uuriti korrelatsioonanalüüsiga (lisa 2). Proovide orgaanilise aine sisaldus ei ennusta hapnikutarvet, küll aga leiti seos lahustuva orgaanilise süsiniku ja hapnikutarbe vahel ($r=0,91$, $p=0,033$). Proovide hapnikutarbe ja lahustuva süsiniku sisaldused korreleerusid pH-ga, näidates, et pH suurenedes vastavalt hapnikutarbe ja lahustunud süsiniku sisaldus vähenesid. Elektri juhtivus oli korrelatsioonis orgaanilise aine sisaldusega tahketes proovides ($r=0,96$, $p=0,0085$).

Biogaasi produktsiooni uurimine anaeroobsetes tingimustes aitab samuti kindlaks määrata jäätmete lagunemisastet (Godley *et al.* 2003). Biogaasi lendumisel prügilatest on negatiivne keskkonnamõju (Barrena *et al.* 2009; Bayard *et al.* 2009).

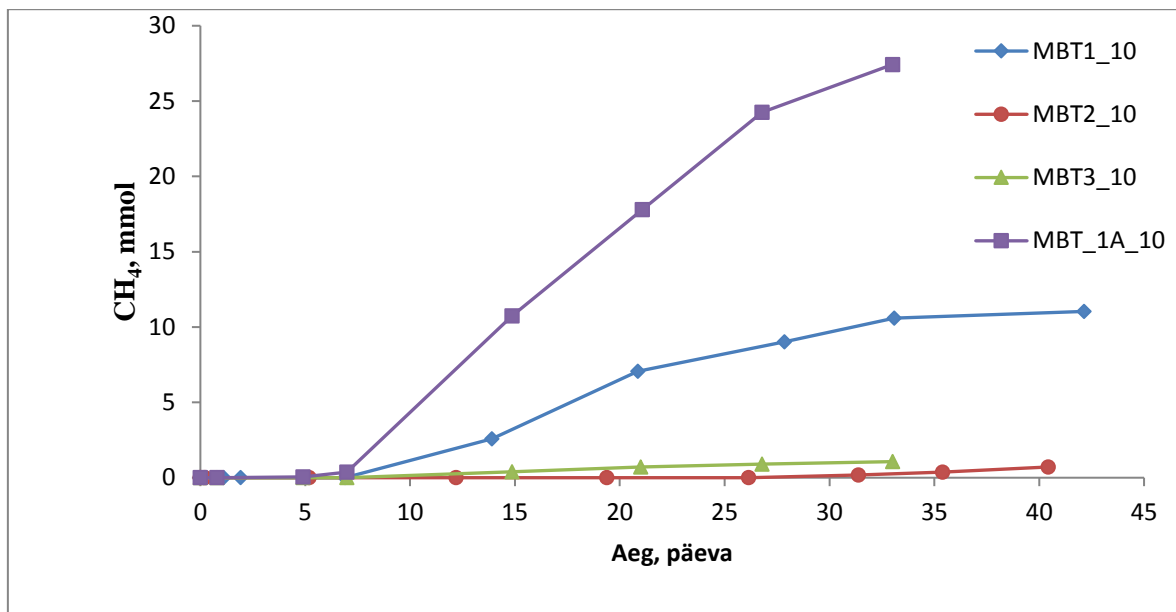
MBT peenfraktsiooni sõelutud proovide inkubatsioonikatses vaadeldi kumulatiivset metaani ja vesiniku teket (tabel 6).

Tabel 6. Kumulatiivne metaani ja vesiniku teke MBT peenfraktsiooni proovidest (keskmine \pm standardhälve)

Proov	Kumulatiivne CH_4 (l/kg KA)	Kumulatiivne H_2 (l/kg KA)
MBT1_10	$6,85\pm 2,28$	$0,17\pm 0,03$
MBT2_10	$1,05\pm 0,20$	$3,72\pm 0,24$
MBT3_10	$0,79\pm 0,14$	$0,32\pm 0,19$
MBT_1A_10	$23,20\pm 1,6$	$0,02\pm 0,00$
MBT_3A_10	$0,00\pm 0,00$	$0,00\pm 0,00$

Metaani ja vesinikku ei tekkinud üldse kolm aastat seisnud MBT peenfraktsiooni proovist (MBT_3A_10), kõikides teistes proovides täheldati metaani ja vesiniku teket. Suurim metaani teke oli proovis MBT_1A_10 ($23,20 \text{ CH}_4 \text{ l/kg KA}$) ning suurim vesiniku teke proovis MBT2_10 ($3,72 \text{ H}_2 \text{ l/kg KA}$).

Metaani hakkas inkubatsioonikatses MBT peenfraktsiooni proovidest tekkima 5ndal päeval (joonis 10). Erandiks olid proov MBT2_10, kus metaan hakkas tekkima alles 31-35 päeval, kuid samast proovist eraldus vesinikku juba 4 tundi peale katse algust.



Joonis 10. MBT peenfraktsiooni proovide paralleelkatsete keskmine metaani teke ajas.

Metaani ja vesiniku tekke andmete põhjal (tabel 6), saab väita, et kolm aastat seisnud MBT peenfraktsioon on hästi lagunenenud ja stabiilne ning tõenäosus metaani tekkeks anaeroobsetes tingimustes (näiteks kattematerjalina kasutamisel) on väga väike.

3.5. MBT peenfraktsiooni veejuhtivuse omadused

Veejuhtivusena iseloomustatakse pinnase võimet edasi kanda vett. MBT peenfraktsiooni kasutamiseks prügila katmisel on oluline teada selle veejuhtivuse omadusi. Veejuhtivus mängib olulist rolli ka saasteainete ja toitainete transpordil (KSAT 2012). Esmalt prooviti määrata veejuhtivus proovidest, mis olid kokku surutud tihedusega 900 kg KA/m^3 (ladestatud jäätmete tiheduse määr (Prügila rajamise, kasutamise ja sulgemise nõuded 1 2004, § 26 lg 3)). Ükski uuritud proovidest sellise tihedus juures vett ei juhtinud. Seejärel uuriti täpsemalt proovi MBT2 veejuhtivust erinevatel tihedustel (tabel 7).

Tabel 7. MBT peenfraktsiooni veejuhtivus

Tihedus (kg KA/m ³)	900	770	640	510	510	510
Veejuhtivus (cm/d)	–	–	–	1151 ±111	23100 ±8382	20938 ±894

Tihedusel 640 kg KA/m³ toimus 24 h jooksul silindris veetaseme langus, kuid see ei olnud piisav veejuhtivuse mõõtmiste teostamiseks. Vett juhtisid proovid tihedusega 510 kg KA/m³, kuid tulemused kõikusid väga suures vahemikus (tabel 7). Hea veejuhtivusega on proovid, mille väärtused on $> 10_2\text{-}10_3$ m/s (Humer-Huber *et al.* 2008).

Tulemuste suur erinevus võib tuleneda proovis esinenud suurtest võõristest (plast, klaas, kile), mis moodustasid silindri pindalast suure osa. MBT peenfraktsiooni veejuhtivuse omaduste täpsemaks väljaselgitamiseks oleks otstarbekas läbi viia edasised uuringud tihedusega vahemikus 500-600 KA/m³.

KOKKUVÕTE

Olmejäätmete ladestamine prügilasse põhjustab mitmeid keskkonnakaitseprobleeme. Prügilasse ladestatavate jäätmete koguste vähendamiseks kasutatakse erinevaid jäätmekäitlusvõtteid, millest käesolevas magistritöös vaadeldi mehaanilis-bioloogilist töötlust (MBT). Mehaanilis-bioloogiline töötlus on efektiivne viis jäätmete taaskasutusse suunamiseks, jäätmekütuse tootmiseks ning ladestatavate jäätmete koguste vähendamiseks. Siiski jääb mehaanilis-bioloogilisest töötlustest üle jääk, ehk nn peenfraktsioon, mille prügilasse ladestamise asemele võiks leida alternatiivseid kasutusviise. MBT peenfraktsiooni saaks teoreetiliselt kasutada funktsionaalse ehitusmaterjalina näiteks prügila kattekihtide rajamisel.

Magistritöö eesmärgiks oli uurida MBT olmejäätmete peenfraktsiooni omadusi. Uuriti materjali füüsikalisi-keemilisi omadusi, bioloogilist aktiivsust ning hüdrofüüsikalisi omadusi. Töös analüüsiti sõelumata ja sõelutud (läbi 10 mm avaga sõela) MBT peenfraktsiooni proove. Samuti võrreldi värskeid ning seisnud (kuni kolm aastat) MBT olmejäätmete peenfraktsioone. Sõelutud värske MBT peenfraktsiooni proovide keskmine pH väärtus oli $6,74 \pm 0,10$, elektrijuhtivus $3,40 \pm 0,17$ mS/cm, kuivaine sisaldus $62,27 \pm 2,34$ %, orgaanilise aine sisaldus $38,87 \pm 1,31$ % KA. Seisnud sõelutud proovide keskmine pH väärtus oli $7,66 \pm 0,08$, elektrijuhtivus $1,19 \pm 0,06$ mS/cm, kuivaine sisaldus $56,22 \pm 0,89$ % ning orgaanilise aine sisaldus $32,76 \pm 0,63$ % KA. Värsked MBT peenfraktsiooni proovid olid bioloogiliselt väga aktiivsed, nende keskmiseks hapnikutarbe kiiruseks oli $0,99 \text{ mgO}_2/(\text{g h})$. Seisnud MBT peenfraktsiooni hapnikutarbe kiirus oli $0,08 \text{ mgO}_2/(\text{g h})$. Prügila rajamise, kasutamise ja sulgemise nõuetes (2004, § 26 lg 3) toodud ladestatud jäätmete tiheduse määra juures 900 kg KA/m^3 juures ei juhtunud MBT peenfraktsioon vett.

Saadud tulemuste põhjal saab järeldada, et MBT olmejäätmete peenfraktsioon muutub pikemaajalisel seismisel stabiilsemaks ning seda saaks kasutada, näiteks prügila kattematerjalina. Sel juhul oleks vajalik kindlasti veejuhtivuse täpsem uurimine.

Antud töö tulemused on olulised, kuna MBT olmejäätmete peenfraktsiooni omadusi on Eestis vähe uuritud. Saadud tulemused on vajalikud MBT peenfraktsioonile sobilike kasutusala leidmiseks. Tulemused näitasid ka seda, et peenfraktsiooni omadused võivad suurel määral kõikuda ning seetõttu oleks oluline edasiste uuringute läbiviimine konkreetsete proovidega, mida tahetakse kasutada, et määrata nende omaduste vastavus esitatud nõuetele.

KASUTATUD KIRJANDUS

- Adini, F., Tambone, F., Gotti, A.** (2004). Biostabilization of municipal solid waste. – *Waste Management*. Vol. 24, pp. 775-783.
- Barrena, R., d'Imporzano, G., Ponsá, S., Gea, T., Artola, A., Vázquez, F., Sánchez, A., Adani, F.** (2009). – *Journal of Hazardous Materials*. Vol. 162, No. 2-3, pp. 1065-1072.
- Bayard, R., Morais, J., Ducom, G., Achour, F., Rouez, M., Gourdon, R.** (2009). Assessment of the effectiveness of an industrial unit of mechanical-biological treatment of municipal solid waste. – *Journal of Hazardous Materials*. Vol. 175, pp. 23–32.
- Bhandari, A. R., Powrie, W.** (2012). Behavior of an MBT waste in monotonic triaxial shear tests. – *Waste Management*. Vol. 33, pp. 881–891.
- CIWEM. (2016). Mechanical biological treatment of waste. – *Chartered Institution of Water and Environmental Management*. 6 pp.
- De Gioannis, G., Muntoni, A., Cappai, G., Milia, S.** (2009). Landfill gas generation after mechanical biological treatment of municipal solid waste. Estimation of gas generation rate constants. – *Waste Management*. Vol. 29, pp 1026-1034.
- Dias, N., Garrinhas, I., Maximo, A., Belo, N., Teresa Carvalho, M.** (2015). Recovery of glass from the inert fraction refused by MBT plants in a pilot plant. – *Waste Management*. Vol. 45, pp. 201-211.
- Di Lonardo, M.C., Lombardi, F., Gavasci, R.** (2012). Characterization of MBT plants input and outputs: a review. – *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*. Vol. 11, No. 4, pp. 353-363.
- Dziedzic, K., Łapczyńska-Kordon, B., Malinowski, M., Niemiec, Marcin., Sikora, J.** (2015). Impact of aerobic biostabilization and biodrying process of municipal solid waste on minimisation of waste deposited in landfills. – *Chemical and Process Engineering*. Vol. 36, No. 4, pp. 381-394.
- Euroopa Liidu Nõukogu. (1999). Nõukogu direktiiv 1999/31/EÜ prügilate kohta. 19 lk.
- Euroopa Liidu Nõukogu. (2008). Euroopa Parlamendi ja Nõukogu direktiiv 2008/98/EÜ, mis käsitleb jäätmeid ja millega tunnistatakse kehtetuks teatud direktiivid. 28 lk.
- EVS-EN 12457-4:2002 standardmeetod. <https://www.evs.ee/tooted/evs-en-12457-4-2002> (18.05.2017).
- Farrell, M., Jones, D.L.** (2009). Critical evaluation of municipal solid waste composting and potential compost markets. – *Bioresource Technology*. Vol. 100, pp. 4301–4310.
- Godley, A. R., Lewin, K., Graham, A., Smith, R.** (2003). Environment agency review of methods for determining organic waste biodegradability for landfill and municipal waste diversion. – *Proc. 8th European Biosolids and Organic Residuals Conference*. Vol 2. 14 pp.

- Huber-Humer, M., Lechner, P., Görtler, N.** (2008). Impact of different biocover designs on methane mitigation. 58 pp.
- Huber-Humer, M., Röder, S., Lechner, P.** (2009). Approaches to assess biocover performance on landfills. – *Waste Management*. Vol. 29, pp. 2092–2104.
- Humer, M., Lechner, P.** (2001). Design of a landfill cover layer to enhance methane oxidation – results of a two year field investigation. – *CISA Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari (Ed.): Proc., SARDINIA 2001 Eighth International Waste Management and Landfill Symposium*. Vol. 2, pp. 541.
- Jaaniso, V.** Pinnasemehaanika inseneridele. Tallinna Tehnikaülikool. Tallinn. 50 lk.
- Jäätmeseadus. (vastu võetud 28.01.2004, viimati jõustunud 01.05.2004). – *Riigi Teataja*. <https://www.riigiteataja.ee/akt/12894710?leiaKehtiv> (18.05.2017).
- Kerge, S. (2010).** Tallinna Suur-Sõjamäe 31A territooriumile rajatava jäätmekütuse tehase keskkonnamõju hindamine. Programm. – *OÜ Keskkonnamõjuhindamine*. 18 lk.
- Keskkonnaministeerium. (2005). Bioloagunevate jäätmete käitlemine II-etapp. 83 lk. http://www.envir.ee/sites/default/files/bioloagunevad_ii_etapp_2005.pdf (18.05.2017).
- Keskkonnaministeerium. (2010). Prügilasse jäätmete vastuvõtmise kriteeriumid ja kord. Juhised jäätmete prügilakõlblikkuse hindamiseks. Tallinn. 59 lk. http://www.envir.ee/sites/default/files/prugila_jaatmete_votmise_kord.pdf (18.05.2017).
- Keskkonnaministeerium. (2014). Olemasoleva jäätmekäitluse kirjeldus. 68 lk. http://www.envir.ee/sites/default/files/jaatmekaitluse_hetkeolukord.pdf (18.05.2017).
- Keskkonnaministeerium. (2017). Jäätmed. <http://www.envir.ee/et/jaatmed> (18.05.2017).
- Kriipsalu, M., Maastik, A., Truu, J.** (2016). Jäätmekäitlus ja pinnase tervendamine. Tallinn. 376 lk.
- KSAT. (2012). Operation manual. UMS GmbH. 18 pp.
- Leegi meetodika. Flame atomic absorbtion spectroscopy (FAAS). 21 lk. <http://www.chem.science.unideb.hu/Pharm/FAAS.pdf> (18.05.2017).
- Metsatalu, E. (2010).** Jäätmete mehaanilis-bioloogiline (MBT) töötlemine ja jäätmekütuse tootmine (RDF) Uikala Prügilas. 5 lk.
- Mohammad-pajooh, E., Weichgrebe, D., Cuff, G. (2016).** Municipal landfill leachate characteristics and feasibility of retrofitting existing treatment systems with deammonification e A full scale survey. – *Journal of Environmental Management*. Vol. 187, pp. 354-364.
- Montejo, C., Tonini, D., Márquez, M., Astrup, T.F.** (2013). Mechanical biological treatment: Performance and potentials. An LCA of 8 MBT plants including waste characterization. – *Journal of Environmental Management*. Vol. 128, pp. 661–673.
- Mönkäre, T., Palmroth, M. R.T., Rintala, J.** (2015). Characterization of fine fraction mined from two Finnish landfills. – *Waste Management*. Vol. 47, pp. 34–39.

- Pantini, S., Verginelli, I., Lombardi, F.** (2014). Analysis and modeling of metals release from MBT wastes through batch and up-flow column tests. – *Waste Management*. Vol. 38, pp. 22–32.
- Pimolthai, P., Wagner, J.** (2013). Soil mechanical properties of MBT waste from Luxembourg, Germany and Thailand. – *Songklanakarin Journal of Science and Technology*. Vol. 36, No. 6, pp. 701–709.
- Prügila rajamise, kasutamise ja sulgemise nõuded¹. (vastu võetud 29.04.2004, viimati jõustunud 01.01.2016). – *Riigi Teataja*. <https://www.riigiteataja.ee/akt/108052013002?leiaKehtiv> (17.05.2017).
- Ragn Sells. (2016a). 2015 Ragn-Sells keskkonnaaruanne. 21 lk
- Ragn Sells. (2016b). Integreeritud juhtimissüsteemi käsiraamat. 19 lk.
- Riigi jäätmekava 2014-2020. (2014). – *Keskkonnaministeerium*. http://www.envir.ee/sites/default/files/riigi_jaatmekava_2014-2020.pdf (02.02.2017).
- Robinson, H.D., Knox, K., Bone, B.D., Picken, A.** (2005). Leachate quality from landfilled MBT waste. – *Waste Management*. Vol. 25, pp. 383-391.
- Sapelkov, K.** (2014). Uuring prügilademest välja sõelatud peenfraktsiooni kasutamisest Kudjape prügila kattematerjalina. (Magistritöö). Eesti Maaülikooli põllumajandus- ja keskkonnainstituut. Tartu. 58 lk.
- Scaglia, B., Salati, S., Di Gregorio, A., Carrera, A., Tambone, F.A.** (2013). Short mechanical biological treatment of municipal solid waste allows landfill impact reduction saving waste energy content. – *Bioresource Technology*. Vol. 143, pp. 131-138.
- Siddiqui, A.A., Powrie, W., Richards, D. J.** (2013). Impact of pretreatment on the landfill behaviour of MBT waste. – *WIT Transactions on Ecology and The Environment*. Vol. 173, pp.1743-3541.
- Tallinna Jäätmete Taaskasutuskeskuse kodulehekül. (2017). <http://www.tjt.ee/> (17.05.2017).
- Uikala Prügila kodulehekül. (2017). <https://www.uikalaprugila.ee/et> (17.05.2017).
- Uri, U., Kulm, N.** (2009). Elektrijuhtivuse kasutamine reostusareali määramisel. 6 lk.
- Visvanathan, C.** (2006). Mechanical biological pre-treatment of solid waste prior to landfill. – *Environmental Engineering and Management Program*. Asian Institute of Technology. 10 pp.

INVESTIGATION OF FINE FRACTION PROPERTIES OF MECHANICALLY-BIOLOGICALLY TREATED MUNICIPAL WASTE

SUMMARY

The aim of present master's thesis „Investigation of fine fraction properties of mechanically-biologically treated municipal waste” was to investigate mechanically-biologically treated (MBT) municipal solid waste fine fraction properties to assess whether MBT fine fraction can be used as a landfill cover layer.

Samples for investigating MBT fine fraction properties were taken in spring of 2016 and 2017 and in autumn of 2017 from three Estonian MBT treatment plants (AS Ragn Sells, AS Tallinna Jäätmete Taaskasutuskeskus ning AS Uikala Prügila). The physical and chemical properties and biological activity of MBT fine fraction were analyzed (conductivity, pH, dry matter and organic matter content, water-soluble carbon and nitrogen content). In addition hydro physical parameters of MBT fine fraction were analyzed to describe its hydraulic conductivity.

Unscreened and screened (trough 10 mm Ø mesh size) were analyzed. Also, fresh and decomposed (up to 3 years) MBT municipal waste fine fraction samples were compared. The average pH value of fresh screened MBT fine fraction was $6,74 \pm 0,10$, average conductivity was $3,40 \pm 0,17$ mS/cm, average dry matter content was $62,27 \pm 2,34$ % and average organic matter content was $38,87 \pm 1,31$ % KA.

Fresh samples of MBT fine fraction were biologically very active. Average oxygen uptake was $0,99$ mgO₂/(g h). Decomposed MBT fine fraction average oxygen uptake was $0,08$ mgO₂/(g h).

Based on the results obtained it is concluded that MBT fine fraction of municipal waste becomes more stable after prolonged decomposition and can be used as a landfill cover material. In case of using MBT fine fraction as a landfill cover material additional hydraulic conductivity tests should be carried out.

Results of present master's thesis are important because MBT fine fraction properties are poorly investigated in Estonia and described results can be used to find alternative uses for MBT fine fraction. Also, it was pointed out that MBT fine fraction properties vary a lot and further investigations are important.

LISAD

Lisa 1. MBT peenfraktsiooni uuritud parameetrite tulemused

Tabel 8. MBT peenfraktsiooni uuritud parameetrite tulemused

Proov	pH	EC (mS/cm)	OA (%)	KA (%)	BA (mgO ₂ /g KA)	Kumulatiivne CH ₄ , l/kg KA	Kumulatiivne H ₂ , l/kg KA
MBT1				72,66±1,37	> 16		
MBT1_10	7,02±0,04	3,36±0,05	37,53±2,51	72,64±0,64	> 29	6,85±2,28	0,17±0,03
MBT2				50,08±3,86	> 16		
MBT2_10	6,10±0,18	3,35±0,27	37,76±0,21	53,78±5,83	122	1,05±0,20	3,72±0,24
MBT3				61,81±7,27	> 53		
MBT3_10	7,11±0,09	3,50±0,19	41,31±1,20	60,39±0,56	> 46	0,79±0,14	0,32±0,19
MBT_1A				41,34±1,87	35		
MBT_1A_10	7,78±0,17	0,75±0,06	27,86±0,45	55,75±0,12	29	23,21±1,65	0,02±0,00
MBT_3A (1)				60,42±3,6	1		
MBT_3A_10 (1)	7,56±0,04	1,76±0,07	39,68±0,71	56,55±1,0	1,6	0,00±0,00	0,00±0,00
MBT_3A(2)				58,97±3,52	1		
MBT_3A_10 (2)	7,65±0,05	1,05±0,05	30,75±0,73	56,35±1,56	2,4		

Tabel 8. jätk

Proov	TOC, mg/l	TC, mg/l	IC, mg/l	TN , mg/l	Zn, mg/l	Ni, mg/l	Vee- ekstraktide pH	Vee-ekstraktide EC, mS/cm
MBT1								
MBT1_10	727±10	819±14	91±24	73±5	0,13±0,13	<0.20	6,67±0,01	3,94±0,02
MBT2								
MBT2_10	2217±67	2264±75	47±10	192±4	5,61±0,03	0,22	5,77±0,05	5,59±0,02
MBT3								
MBT3_10	1472±115	1548±124	76±10	343±14	0,26±0,01	<0.20	6,69±0,12	5,84±0,18
MBT_1A								
MBT_1A_10	631±65	712±45	82±20	85±2	0,35 ±0,13	<0.20	6,75±0,11	1,96±0,19
MBT_3A (1)								
MBT_3A_10 (1)	70±5	96±7	26±1	61±2	0,42±0,04	<0.20	7,29±0,004	1,84±0,02

Lisa 2. Uuritud parameetrite vahelised korrelatsioonid

Tabel 9. Füüsikalis-keemiliste parameetrite ja hapnikutarbe korrelatsioonanalüüsi tulemused

r	KA, %	OA%	pH	EC, mS/cm	BA, mgO ₂ /g	RI, mgO ₂ / (g h)	TOC, mg/l	TC , mg/l	IC, mg/l	TN, mg/l	Zn, mg/l
KA, %	1,00										
OA%	0,37	1,00									
pH	0,02	-0,68	1,00								
EC, mS/cm	0,45	0,96	-0,79	1,00							
BA, mgO ₂ /g	-0,26	0,43	-0,93	0,57	1,00						
RI, mgO ₂ /(g h)	0,02	0,76	-0,97	0,85	0,91	1,00					
pH	0,18	-0,46	0,89	-0,60	-0,98	-0,91					
EC, mS/cm	0,11	0,94	-0,81	0,93	0,67	0,91					
TOC, mg/l	-0,23	0,67	-0,89	0,71	0,91	0,95	1,00				
TC , mg/l	-0,21	0,67	-0,88	0,72	0,90	0,95	1,00	1,00			
IC, mg/l	0,64	0,24	0,08	0,30	-0,09	0,10	0,07	0,10	1,00		
TN, mg/l	-0,15	0,76	-0,40	0,62	0,32	0,56	0,68	0,68	0,13	1,00	
Zn, mg/l	-0,48	0,23	-0,85	0,35	0,95	0,77	0,79	0,77	-0,39	0,19	1,00

Tabel 9. jätk

p	KA, %	OA%	pH	EC, mS/cm	BA, mgO2/g	RI, mgO2/(g h)	TOC, mg/l	TC , mg/l	IC, mg/l	TN, mg/l	Zn, mg/l
KA, %											
OA%	0,539										
pH	0,976	0,211									
EC, mS/cm	0,451	0,008	0,11								
BA, mgO2/g	0,668	0,465	0,02	0,316							
RI, mgO2/(g h)	0,977	0,132	0,01	0,066	0,032						
pH	0,771	0,441	0,04	0,287	0,0044	0,03013					
EC, mS/cm	0,859	0,018	0,1	0,023	0,2121	0,03372					
TOC, mg/l	0,709	0,22	0,05	0,175	0,0329	0,01371					
TC , mg/l	0,735	0,215	0,05	0,168	0,0359	0,01352	0				
IC, mg/l	0,25	0,7	0,9	0,619	0,8823	0,87777	0,91	0,87			
TN, mg/l	0,805	0,132	0,5	0,269	0,5974	0,3222	0,21	0,21	0,8359		
Zn, mg/l	0,413	0,707	0,07	0,563	0,0146	0,13134	0,12	0,13	0,5178	0,764	

**Lihtlitsents lõputöö salvestamiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks
ning juhendaja(te) kinnitus lõputöö kaitsmisele lubamise kohta**

Mina, Merje Lauri,
(sünnipäev 30/04/1993 isikukood 49304302749)

1. annan Eesti Maaülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud lõputöö
Mehaanilis-bioloogiliselt töödeldud olmejäätmete peenfraktsiooni omaduste uuring,
mille juhendaja on Kaja Orupõld,

- 1.1. salvestamiseks säilitamise eesmärgil,
- 1.2. digiarhiivi DSpace lisamiseks ja
- 1.3. veebikeskkonnas üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni;

2. olen teadlik, et punktis 1 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile;

3. kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei rikuta teiste isikute intellektuaalomandi ega
isikuandmete kaitse seadusest tulenevaid õigusi.

Lõputöö autor

allkiri

Tartu, 22.05.2017

Juhendaja(te) kinnitus lõputöö kaitsmisele lubamise kohta

Luban lõputöö kaitsmisele.

(juhendaja nimi ja allkiri)

(kuupäev)

(juhendaja nimi ja allkiri)

(kuupäev)